© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter

Im Auftrag der

neun österreichischen Bundesländer

des

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,

Umwelt und Wasserwirtschaft

und der Umweltbundesamt GmbH

Band 1:

Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie

Herausgeber: Thomas Ellmauer

Bearbeiter: Michael Dvorak, Gabor Wichmann

Mit Beiträgen von Hans-Martin Berg (Triel), Johannes Frühauf (Kornweihe, Wachtelkönig, Eisvogel), Norbert Teufelbauer (Gänsegeier, Blaukehlchen, Sperbergrasmücke)

Wien, am 31. März 2005

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Zitiervorschlag:

Ellmauer, T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 633 pp.

Dvorak, M. & Wichmann, G. (2005): A0001 Gavia stellata. In: Ellmauer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp 13-15.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG 1

2 A001 GAVIA STELLATA 13

3 A002 *GAVIA ARCTICA* 16

4 A021 *BOTAURUS STELLARIS* 19

5 A022 *IXOBRYCHUS MINUTUS* 28

6 A023 *NYCTICORAX NYCTICORAX* 38

7 A024 *ARDEOLA RALLOIDES* 47

8 A026 *EGRETTA GARZETTA* 52

9 A027 *CASMERODIUS ALBUS* 59

10 A029 *ARDEA PURPUREA* 67

11 A030 *CICONIA NIGRA* 76

12 A031 *CICONIA CICONIA* 87

13 A034 *PLATALEA LEUCORODIA* 98

14 A037 *CYGNUS COLUMBIANUS* 106

15 A038 *CYGNUS CYGNUS* 109

16 A045 *BRANTA LEUCOPSIS* 113

17 A396 *BRANTA RUFICOLLIS* 118

18 A060 *AYTHYA NYROCA* 123

19 A068 *MERGUS ALBELLUS* 132

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

20 A072 *PERNIS APIVORUS* 135

21 A073 *MILVUS MIGRANS* 144

22 A074 *MILVUS MILVUS* 151

23 A075 *HALIAEETUS ALBICILLA* 159

24 A078 *GYPS FULVUS*.....167

25 A081 *CIRCUS AERUGINOSUS*.....173

26 A082 *CIRCUS CYANEUS*.....180

27 A084 *CIRCUS PYGARGUS*.....187

28 A403 *BUTEO RUFINUS* 195

29 A404 *AQUILA HELIACA* 198

30 A091 *AQUILA CHRYSAETOS* 203

31 *A094* PANDION HALIAETUS 213

32 A098 *FALCO COLUMBARIUS*.....217

33 A103 *FALCO PEREGRINUS*.....221

34 A104 *BONASA BONASIA* 231

35 A106 *LAGOPUS MUTUS*.....241

***36* A107 *TETRAO TETRIX*.....251**

37 A108 *TETRAO UROGALLUS* 261

38 A109 *ALECTORIS GRAECA* 270

39 A119 *PORZANA PORZANA* 278

40 A120 *PORZANA PARVA*.....285

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

41 A122 *CREX CREX* 291

42 A127 *GRUS GRUS* 317

43 A129 *OTIS TARDA* 321

44 A131 *HIMANTOPUS HIMANTOPUS* 331

45 A132 *RECURVIROSTRA AVOSETTA* 337

46 A133 *BURHINUS OEDICNEMUS* 344

47 A139 *CHARADRIUS MORINELLUS* 357

48 A140 *PLUVIALIS APRICARIA* 365

49 A151 *PHILOMACHUS PUGNAX* 369

50 A154 *GALLINAGO MEDIA* 374

51 A166 *TRINGA GLAREOLA* 377

52 A170 *PHALAROPUS LOBATUS* 382

53 A176 *LARUS MELANOCEPHALUS* 385

54 A190 *STERNA CASPIA* 392

55 A193 *STERNA HIRUNDO* 396

56 A195 *STERNA ALBIFRONS* 405

57 A196 *CHLIDONIAS HYBRIDUS* 410

58 A197 *CHLIDONIAS NIGER* 415

***59* A215 *BUBO BUBO* 420**

***60* A217 *GLAUCIDIUM PASSERINUM* 430**

***61* A222 *ASIO FLAMMEUS* 438**

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

62 **A223 *AEGOLIUS FUNEREUS*.....446**

63 **A224 *CAPRIMULGUS EUROPAEUS* 457**

64 **A229 *ALCEDO ATTHIS*.....466**

65 A231 *CORACIAS GARRULUS*.....478

66 **A234 *PICUS CANUS* 486**

67 **A236 *DRYOCOPUS MARTIUS* 495**

68 **A429 *DENDROCOPOS SYRIACUS*.....503**

69 **A238 *DENDROCOPOS MEDIUS* 510**

70 **A239 *DENDROCOPOS LEUCOTOS* 522**

71 **A241 *PICOIDES TRIDACTYLUS*.....534**

72 **A246 *LULLULA ARBOREA* 544**

73 **A255 *ANTHUS CAMPESTRIS*.....554**

74 **A272 *LUSCINIA SVECICA*.....562**

75 **A293 *ACROCEPHALUS MELANOPOGON*.....573**

76 **A307 *SYLVIA NISORIA*.....580**

77 **A320 *FICEDULA PARVA* 588**

78 **A321 *FICEDULA ALBICOLLIS*.....597**

79 **A338 *LANIUS COLLURIO* 608**

80 **A339 *LANIUS MINOR* 618**

81 **A379 *EMBERIZA HORTULANA*.....626**

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1 EINLEITUNG

1.1 Ausgangslage

Die Richtlinie 79/409/EWG über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten setzt sich Schutz, Regulierung und Bewirtschaftung sämtlicher wildlebender Vogelarten Europas zum Ziel (Art. 1, Abs. 1). Neben den allgemeinen Schutzverpflichtungen, welche für alle in den EU-Mitgliedstaaten heimischen wildlebenden Vogelarten gelten, sind für Arten des Anhangs I dieser Richtlinie besondere Schutzmaßnahmen hinsichtliche ihrer Lebensräume vorgesehen (Art. 4, Abs. 1). Insbesondere sind dabei die zahlen- und flächenmäßig geeignetsten Gebiete eines Mitgliedsstaates zu Schutzgebieten zu erklären (Art. 4, Abs. 1).

Auch in der zweiten wichtigen Naturschutzrichtlinie der EU, der Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie), die sich zum Ziel setzt, die Artenvielfalt im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten zu sichern (Art. 2 FFH-RL), wird die Einrichtung eines kohärenten europäischen Schutzgebietnetzes vorgeschrieben, das weithin unter der Bezeichnung „Natura 2000“ bekannt geworden ist (Art 3, Abs. 1). Das Schutzgebietsnetz Natura 2000 soll Gebiete umfassen, die den Fortbestand oder gegebenenfalls die Wiederherstellung eines *günstigen Erhaltungszustandes* der natürlichen Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-RL und Habitate der Arten nach Anhang II FFH-RL in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet gewährleisten.

In Art. 3, Abs. 1 FFH-RL wird außerdem festgelegt, dass das Natura 2000-Netzwerk auch die nach der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesenen besonderen Schutzgebiete umfasst. Der günstige Erhaltungszustand kann daher auch auf die Vogelarten des Anhangs I der VSRL und außerdem auch auf diejenigen Zugvogelarten, deren Rastplätze, Vermehrungs-, Mauser- und Überwinterungsgebiete nach Art. 4, Abs. 2 als Schutzgebiete ausgewiesen wurden übertragen werden.

Weiters legt Artikel 7 der FFH-Richtlinie fest, dass für Gebiete, die nach Artikel 4, Abs. 1 und Abs. 2 VSRL gemeldet wurden, auch die Absätze 2, 3 und 4 des Artikel 6 der FFH-RL zur Anwendung kommen. Auch in der Umsetzung dieser Absätze spielt der „günstige Erhaltungszustand“ eine zentrale Rolle und gewinnt dadurch analog ebenso für die Vogelschutzrichtlinie in folgenden Bereichen eine Relevanz.

- <u>Beurteilung von Verschlechterungen und Störungen:</u> Die Bewertung der Störung und Verschlechterung erfolgt auf der Grundlage des Erhaltungszustandes der Schutzobjekte. Eine Störung oder Verschlechterung liegt dann vor, wenn ein Indikator des Erhaltungszustandes nachteilig beeinflusst wird<u>Beurteilung von Plänen und Projekten auf Verträglichkeit:</u> Die Beurteilung der Erheblichkeit eines Eingriffes in ein Natura 2000-Gebiet hängt maßgeblich von der Beeinträchtigung des Erhaltungszustandes von Schutzobjekten ab

Die Wahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes ist auf die Schutzobjekte der Vogelschutzrichtlinie zu beziehen. In Auslegung des Art. 4, Abs. 1 und 2 muss daher der günstige Erhaltungszustand für folgende Schutzobjekte gewährleistet sein (bezogen auf die Richtlinien-Version vor dem Beitritt der 10 osteuropäischen Staaten):

- Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie: Von den 182 genannten Arten und Unterarten treten 86 regelmäßig in Österreich auf und sind daher im Rahmen der Studie zu behandeln.
- Regelmäßig in Österreich auftretende Zugvogelarten, insbesondere solche der Feuchtgebiete. Die Zahl der betroffenen Arten liegt bei 30-40.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1.2 Auftragssituation

Die Umsetzung der aus den beiden EU-Naturschutzrichtlinien erwachsenden Verpflichtungen auch im Zusammenhang mit den oben angeführten Fragestellungen betreffend des günstigen Erhaltungszustandes fällt in den Kompetenzbereich der österreichischen Bundesländer. Für die Umsetzung der EU-Naturschutzrichtlinien ist ein gemeinsames Verständnis über die Schutzgüter und ein einheitliches Vorgehen zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf Österreichebene und darüber hinaus auch auf der Ebene der Europäischen Union zumindest in den Grundzügen erforderlich. Daher wurde eine Initiative des Umweltbundesamtes zur „Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung der Natura 2000-Schutzgüter in Österreich“ von den Bundesländern aufgegriffen und ein Projekt im Rahmen der Bund-Bundesländer-Kooperation eingereicht. Das Projekt wurde von allen neun Bundesländern, dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft finanziell unterstützt. Das Umweltbundesamt hat sich darüber hinaus durch das Einbringen von Eigenmitteln an der Projektfinanzierung wesentlich beteiligt.

1.3 Projektorganisation

Als Auftraggeber fungierten die Bundesländer und der Bund (siehe oben). Die Auftraggeber entsandten Vertreter in die so genannte Steuerungsgruppe. Als Projektkoordinator fungierte das Umweltbundesamt (namentlich Dr. Thomas Ellmauer). Aufgrund der unterschiedlichen zu bearbeitenden Arten (Anhang II-Tier- und Pflanzenarten FFH-Richtlinie sowie Anhang I Vogelarten Vogelschutz-Richtlinie) wurde eine Arbeitsgruppe aus anerkannten Experten gebildet, welche die einzelnen Schutzobjektgruppen bearbeiteten.

1.4 Internationale Abstimmung

Zur Entwicklung einer Methodik, welche den EU-rechtlichen Vorgaben entspricht und internationale Erfahrungen einbezieht, wurde eine Email-Umfrage an die Mitglieder der Wissenschaftlichen Arbeitsgruppe der GDXI gestartet. Leider gab es nur drei Rückmeldungen, welche wenig fachlich-inhaltliche Inputs lieferten.

Die Recherche von Veröffentlichungen zum Thema ergab, dass sich nur sehr wenige Publikationen aus den EU-Mitgliedsstaaten explizit mit der Beurteilung des Erhaltungszustandes beschäftigen (z.B. RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, FARTMANN et al. 2001, PIHL et al. 2001, DOERPINGHAUS et al. 2003).

Bereits gegen Projektende wurde vom 1.-3. Oktober 2003 gemeinsam mit dem BMLFUW ein internationaler Workshop im neuen Informationszentrum des Nationalparkes Thayatal organisiert, bei welchem 19 Staaten der EU und ihrer Beitrittskandidaten, ein Vertreter der Europäischen Kommission, ein Vertreter des ETC/NPB und zahlreiche Bundesländervertreter und Projekt-Mitarbeiter anwesend waren. Die Vorträge zur Beurteilung des Erhaltungszustandes bewiesen neuerlich, dass lediglich in den Staaten Deutschland, Dänemark und Österreich konkrete Überlegungen zur Methodik der Bewertung des Erhaltungszustandes angestellt werden. Von Seiten der EU Kommission gibt es praktisch noch keine Vorgaben. Von Juni 2002 bis Juni 2003 wurde aber Ian Hepburn bei der Kommission beschäftigt, um erste Richtlinien zum Thema auszuarbeiten. Mittlerweile liegt auch ein erstes Arbeitspapier vor (HEPBURN 2003).

Aufgrund der Wichtigkeit des Themas Erhaltungszustand wurde von der EU Kommission ein Internet-Diskussionsforum mit dem Titel CIRCA (Communication & Information Resource Centre Administrator) eingerichtet.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1.5 Methodik

1.5.1 Auswahl der Arten

Der Anhang I der Vogelschutzrichtlinie umfasste vor dem Beitritt der 10 neuen Mitgliedsstaaten im Mai 2004 181 Arten und Unterarten. In Österreich wurden bislang 128 Arten des Anhangs I nachgewiesen. Vögel sind aufgrund ihrer Flugfähigkeit sehr mobile Lebewesen und treten daher regelmäßig weit außerhalb der von ihnen ständig bewohnten Areale auf. Demgemäss ist ein beträchtlicher Anteil der in Österreich nachgewiesenen Anhang I-Vogelarten als nicht regelmäßig vorkommend einzustufen. Da allerdings ein Schutz dieser Arten im Rahmen der Vogelschutzrichtlinie nur dann erfolgen kann, wenn eine Art in einem bestimmten Areal (in unserem Fall das Staatsgebiet Österreichs) in einer „signifikanten" Population auftritt, sind Arten, deren Population (oder Vorkommen) in Österreich als nicht signifikant einzustufen sind, für die Feststellung eines günstigen Erhaltungszustandes nicht relevant.

Im Rahmen dieser Studie musste daher eine Auswahl an zu bearbeitenden Arten getroffen werden. Basis dieser Auswahl, auch hinsichtlich Taxonomie und Namensgebung, ist die „Checkliste der Vögel Österreichs" (Stand August 2003), veröffentlicht unter http://www.birdlife.at. Behandelt werden einerseits Arten, die in Österreich als regelmäßige Brutvögel einzustufen sind und andererseits solche, die in Österreich regelmäßig als Sommergast, am Durchzug oder als Wintergast auftreten. Für diese beiden Kategorien wurden die folgenden Kriterien herangezogen:

Brutvögel: In den Jahren 1992-2002 wurde die Art in zumindest fünf Jahren als Brutvogel nachgewiesen, bzw. es bestand begründeter Brutverdacht oder es bestand ein besetztes Brutrevier.

Sommergäste/Durchzügler/Wintergäste: Die Art tritt alljährlich in Österreich auf und es kommt im Zeitraum 1992-2002 zumindest in einem Gebiet regelmäßig zu Ansammlungen von zumindest fünf Exemplaren.

Nach diesen beiden Kriterien verbleibt eine Zahl von 80 zu bearbeitenden Vogelarten. Diejenigen Arten, die diese Kriterien nicht erfüllen, sind in den nachfolgenden Listen aufgeführt:

Ausnahmeerscheinungen: Arten, für die maximal fünf Nachweise aus den letzten 20 Jahren bekannt wurden. In diese Kategorie fallen fünf Arten, die früher in Österreich auch als Brutvögel verbreitet waren – 29 Arten.

Gelbschnabel-Sturmtaucher (*Calonectris diomedea*)

Kleiner Sturmtaucher (*Puffinus assimilis*)

Sturmschwalbe (*Hydrobates pelagicus*)

Wellenläufer (*Oceanodroma leucorhoa*)

Krähenscharbe (*Phalacrocorax aristotelis*)

Rosapelikan (*Pelecanus onocrotalus*)

Rosaflamingo (*Phoenicopterus ruber*)

Weisskopf-Ruderente (*Oxyura leucocephala*)

Gleitaar (*Elanus caeruleus*)

Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) – ehemaliger Brutvogel

Schmutzgeier (*Neophron percnopterus*)

Mönchsgeier (*Aegypius monachus*) – ehemaliger Brutvogel

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schlangenadler (*Circaetus gallicus*)

Kurzfangsperber (*Accipiter brevipes*)

Habichtsadler (*Hieraaetus fasciatus*)

Rötelfalke (*Falco naumanni*) – ehemaliger Brutvogel

Gerfalke (*Falco rusticolus*)

Purpurhuhn (*Porphyrio porphyrio*)

Zwergtrappe (*Tetrax tetrax*) – ehemaliger Brutvogel

Kragentrappe (*Chlamydotis undulata*)

Rennvogel (*Cursorius cursor*)

Dünnschnabel-Brachvogel (*Numenius tenuirostris*)

Dünnschnabelmöwe (*Larus genei*)

Rosenseeschwalbe (*Sterna dougallii*)

Schneeeule (*Nyctea scandiaca*)

Sperbereule (*Surnia ulula*)

Kalanderlerche (*Melanocorypha calandra*)

Alpenkrähe (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) – ehemaliger Brutvogel

Grauortolan (*Emberiza caesia*)

Unregelmäßige Gäste: Arten, für die mindestens 15 Nachweise vorliegen und die in den letzten 20 Jahren in mindestens fünf, aber maximal 15 Jahren festgestellt wurden. In diese Kategorie fallen vier Arten, die früher in Österreich auch als Brutvögel verbreitet waren – 13 Arten.

Eistaucher (*Gavia immer*)

Zwergscharbe (*Phalacrocorax pygmaeus*)

Sichler (*Plegadis falcinellus*)

Zwerggans (Anser *erythropus*)

Steppenweihe (*Circus macrourus*)

Schelladler (*Aquila clanga*)

Zwergadler (*Hieraaetus pennatus*) – ehemaliger Brutvogel

Rotflügel-Brachschwalbe (*Glareola pratincola*)

Terekwasserläufer (*Xenus cinereus*)

Lachseeschwalbe (*Gelochelidon nilotica*) – ehemaliger Brutvogel

Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*)

Habichtskauz (*Strix uralensis*) – ehemaliger Brutvogel

Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) – ehemaliger Brutvogel

Sehr seltene Durchzügler: Arten, die zwar regelmäßig in Österreich auftreten, deren Zahl aber in keinem Gebiet fünf Exemplare erreicht – sechs Arten.

Ohrentaucher (*Podiceps auritus*)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Rostgans (*Tadorna ferruginea*)

Schreiadler (*Aquila pomarina*) – ehemaliger Brutvogel

Pfuhlschnepfe (*Limosa lapponica*)

Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*)

Kurzzehenlerche (*Calandrella brachydactyla*)

1.5.2 Schutzobjektssteckbriefe

Die Gliederung der Steckbriefe ist standardisiert und entspricht derjenigen für die Tierarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie. Die Tiefe und Ausführlichkeit der Bearbeitung orientiert sich an der Bedeutung der Arten in Bezug auf zahlenmäßiges Auftreten in Österreich, Umfang an in der Literatur vorliegendem Datenmaterial und Möglichkeiten für praktische Erhaltungsmaßnahmen. Arten die in Österreich nur am Durchzug oder als Wintergäste vorkommen, erfahren eine kürzere Behandlung als solche, die in Österreich als Brutvögel auftreten. Prinzipiell wäre es erforderlich, einen Schwerpunkt auf die vorhandene Literatur aus Österreich zu legen, doch zeigt sich, dass wissenschaftliche ökologische Untersuchungen aus Österreich für nur sehr wenige Arten vorliegen. Es musste daher für die Arttexte vorwiegend auf Literatur aus den umliegenden europäischen Ländern zurückgegriffen werden.

Die englischen, französischen, spanischen und italienischen Namen wurden HAGEMEIJER & BLAIR (1997) entnommen.

Die Beschreibung der Merkmale erfolgte nach Angaben in SVENSSON et al. (1999).

Im Kapitel Vorkommen in Österreich wird sehr häufig die Abkürzung ABÖ für ARCHIV VON BIRDLIFE ÖSTERREICH verwendet. Dieses Datenarchiv umfasst die Jahr 1966-2003 und umfasst veröffentlichte Beobachtungen aus allen Bundesländern Österreichs. Es bildet die Grundlage für die faunistische Bearbeitung aller Artkapitel.

Die Bestandszahlen für Österreich in der Tabelle „Brutbestände in der Europäischen Union“ entsprechen den Angaben in BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004).

Die Einstufungen im Kapitel „Gefährdung und Schutz“ folgen BIRDLIFE INTERNATIONAL (2000), BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) sowie FRÜHAUF (2004, im Druck).

1.5.3 Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerte

In der Vogelschutzrichtlinie werden keine genaueren Angaben gemacht, was unter dem „Erhaltungszustand einer Art“ zu verstehen ist, es muss daher von den in Artikel 1, lit. i der FFH-RL genannten Kriterien ausgegangen werden. Dies ist „die Gesamtheit der Einflüsse, die sich langfristig auf die Verbreitung und die Größe der Populationen der betreffenden Arten ..... auswirken können“.

Als „günstig“ wird er Erhaltungszustand dann betrachtet, wenn

(1) aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird

(2) das natürliches Verbreitungsgebiet der Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit abnehmen wird

(3) ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Aus diesen Kriterien lassen sich aus vogelkundlicher Sicht die folgenden Indikatoren für eine Beurteilung des Erhaltungszustandes ableiten:

Populationsindikatoren

Die *Bestandsentwicklung* ist in Bezug auf Vogelarten einer der wichtigsten und am häufigsten gebrauchten Indikatoren des Erhaltungszustandes. Als Beginn des relevanten Zeitraums wird im Rahmen dieser Studie der Zeitpunkte der Ausweisung eines Vogelschutzgebiets verwendet. Derzeit (2004) wird damit in der Regel ein Zeitraum von 10 Jahren abgedeckt, dies deckt sich mit der Zeitspanne, die in der aktuellsten Übesicht zur Bestandssituation der Vogelwelt Europas gwewählt wurde (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Als Schwellenwerte wurden, ebenfalls in Anlehnung an „Birds in Europe" (TUCKER & HEATH (1994, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004), 20, 50 und 80 % Rückgang oder Zunahme gewählt.

Populationsgrößen sind bei allen Arten (mit Ausnahme derer, die in Kolonien brüten oder in dichten lokalen Ansammlungen vorkommen) direkt von der Gebietsgröße und daher nicht als Indikatoren für den Erhaltungszustand in Gebieten geeignet. Möglich ist aber die Verwendung der *Siedlungsdichte*, also von auf Fläche bezogene Populationsgrößen. In der Ornithologie werden Dichten bei Arten mit kleiner Körpergröße zumeist auf 10 oder 100 ha bezogen, bei größeren Nicht-Singvögeln mit höheren Flächenansprüchen bisweilen auch auf 10 oder 100 km². Bei fast allen Arten zeigen Siedlungsdichten eine stark positive Beziehung mit der Größe der Untersuchungsfläche; kleinere Gebiete weisen dabei tendenziell eine höhere Dichte auf als größere. Letztere beinhalten nämlich fast immer auch Bereiche die für die jeweilige Art nicht nutzbar sind, zudem sind hier die Randeffekte geringer. Bezüglich der Anwendung der Indikatoren bedeutet dies, dass für einige Arten unterschiedliche Schwellenwerte für Gebiete unterschiedlicher Flächengröße gewählt werden mussten.

Reproduktions- und *Mortalitätsraten* sind die wesentlichen populationsdynamischen Faktoren, die die Bestandsentwicklung von Tierarten steuern. Als solche wären sie zur Beurteilung des günstigen Erhaltungszustandes im Sinne von Artikel 1, lit. i der FFH-RL ganz besonders gut geeignet. Dem steht allerdings entgegen, dass sowohl Fortpflanzungs- als auch Sterblichkeitsraten und deren Zusammenhang zu langfristigen Populationsentwicklungen nur für wenige Vogelarten soweit bekannt sind, dass sie zur Festlegung als Indikatoren des Erhaltungszustandes herangezogen werden können. In den meisten Fällen, in denen derartige Daten vorhanden sind, ist wiederum deren Erhebung im Freiland in allgemeinen sehr arbeitsaufwändig und daher mit erheblichem zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden. Der Indikator *Bruterfolg* kommt vor allem bei größeren Arten zum Einsatz, die oft nur sehr geringe Abundanzen erreichen und bei denen ein Bestandsmonitoring die Untersuchung sehr großer Flächen erfordern würde, die zumeist die Grenzen der allermeisten SPAs bei weitem übersteigen würden. Bei diesen zumeist langlebigen und ortstreuen Arten ist der Fortpflanzungserfolg zumeist der viel bessere Indikator als die Bestandsentwicklung, deren Aussagekraft aufgrund des zwangsläufig des kleinen (Stich)probenumfangs sehr beschränk ist. Zusätzlich ist der Bruterfolg bei manchen Arten, deren Brutplatzstandorte bekannt oder relativ leicht auffindbar sind (z.B. Weiß- und Schwarzstorch, koloniebrütende Schreitvögel, Uhu, Greifvögel, Großtrappe) auch eine mit vertretbarem Aufwand messbare Größe. Monitoring-Programme existieren für alle diese Arten, in Österreich allerdings oft nicht in der notwendigen Intensität und Umfang.

Lebensraumindikatoren

Die *Fläche geeigneten Lebensraumes* sowie *Struktur und Qualität* der zur Verfügung stehenden *Habitate* sind prinzipiell sehr geeignete Indikatoren, die direkt auf Artikel 1, lit. i/3 (FFH-RL) zu beziehen sind. Lebensraumansprüche und –wahl sind überdies für die Mehrzahl der europäischen Vogelarten hinreichend genau bekannt, daher lassen sich in vielen Fällen Indikatoren

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

für einzelne Arten unschwer formulieren. Problemtischer ist deren Anwendung auf Gebiete in unterschiedlichen naturräumlichen Regionen, auf Gebiete mit unterschiedlicher Höhenlage oder auf Gebiete mit unterschiedlicher Flächengröße. Hier ist im Einzelfall noch eine Präzisierung und Anpassung der Indikatoren (und natürlich auch der Schwellenwerte) auf lokale Verhältnisse erforderlich. So kann sich etwa in Wäldern der Beginn der Optimalphase (hier im Sinne einer optimalen Struktur für die betreffende Art zu verstehen) je nach Standort und Waldgesellschaft deutlich unterscheiden. Die Schwellenwerte beziehen sich in solchen Fällen auf die am häufigsten auftretende Situation, sie sind unter Umständen in anderen Lebensraumtypen auf die dortigen Verhältnisse anzupassen.

Lebensraumindikatoren konnten nur für 28 Arten definiert werden, darunter für die meisten waldbewohnenden Arten. Es wurde hier darauf geachtet, dass die ausgewählten Parameter einerseits die Habitatwahl und Abundanz der jeweiligen Art beeinflussen, dass aber andererseits die zur Beurteilung notwendigen Daten nach Möglichkeit aus bereits vorliegenden Quellen (Forstinventur, Forstoperate) übernommen oder zumindest abgeleitet werden können. Grundsätzliche Probleme bei der Auswahl von Lebensraumindikatoren und (in verstärktem Maße) bei der Festlegung von (großräumig gültigen) Schwellenwerten sind z. B. regionale Unterschiede in der Habitatwahl der Arten, regionale strukturelle Unterschiede in der Zusammensetzung und menschlichen Nutzung von Großlebensräumen (z. B. Höhenlage, unterschiedliche Bewirtschaftungsformen) und regional unterschiedliche klimatische Voraussetzungen (die etwa das verfügbare Nahrungsangebot beeinflussen). Zudem existieren aus Österreich und seiner näheren Umgebung nur für sehr wenige Vogelarten Studien, in denen versucht wurde, einzelne Habitatparameter in praxisnaher Weise zu quantifizieren.

Arten ohne Indikatoren

Für in geringer Zahl durchziehende Arten, die ihre Rastplätze in der Regel nur sehr kurzfristig und in jährlich stark wechselnder Zahl frequentieren, bereitet die Festlegung von Indikatoren große Probleme. Für die folgenden Arten musste daher auf national gültige Indikatoren verzichtet werden.

Sterntaucher (*Gavia stellata*), Prachttaucher (*Gavia arctica*), Zwergschwan (*Cygnus columbianus*), Weißwangengans (*Branta leucopsis*), Rothalsgans (*Branta ruficollis*), Adlerbussard (*Buteo rufinus*), Fischadler (*Pandion haliaetus*), Merlin (*Falco columbarius*), Kranich (*Grus grus*), Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*), Doppelschnepfe (*Gallinago media*), Odinshühnchen (*Phalaropus lobatus*), Raubseeschwalbe (*Sterna caspia*), Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*), Weissbart-Seeschwalbe (*Chlidonias hybridus*) und Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*)

Möglich wäre in diesen Fällen die Festlegung von Populationsindikatoren für jedes einzelne wichtige Rastgebiet, dies liegt aber außerhalb des Rahmens der vorliegenden Arbeit, ausgenommen bei Arten, die nur ein einziges Gebiet in signifikanter Zahl nutzen, dies sind Rallenreiher (*Ardeola ralloides*), Singschwan (*Cygnus cygnus*) und Gänsegeier (*Gyps fulvus*).

1.5.4 Probleme bei der Anwendung der Indikatoren und Schwellenwerte

Populationsschwankungen

Die Bestände vieler Vogelarten schwanken oft in weiten Grenzen, kurzfristige Ab- aber auch Zunahmen von 20, 30 oder auch mehr Prozent sind für viele Arten eher die Regel als die Ausnahme. In sehr vielen Fällen lassen sich Ab- oder Zunahmen erst anhand von sehr langfristigen Datenreihen (2 Jahrzehnte und mehr) feststellen. Zusätzlich können bei wandernden Vogelarten auch überregionale Faktoren zentralen Einfluss auf die Bestandsituation haben. Klimatische Faktoren können bei manchen Arten Bestandseinbrüche um bis zu 90 Prozent bewir-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ken. Zudem ist das Auftreten mancher Arten in Abhängigkeit von überregionaler Habitatverfügbarkeit und anderen Faktoren oft unstet und schwer vorhersagbar.

Beispiel: Der Eisvogel erleidet Bestandszusammenbrüche in extremen Kältewintern; Dürreereignisse im Überwinterungsgebiet bewirken negative Bestandsentwicklung im Brutgebiet der Zwergdommel; das Tüpfelsumpfhuhn fehlt in trockenen Jahren weitgehend (wandert dann in andere Brutgebiete); die Sumpfohreule zeigt ein verstärktes Auftreten in Jahren mit Feldmausgradationen.

Anwendung der Indikatoren bei Vogelarten mit unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Verteilungsmustern

Probleme mit einheitlichen Kriterien und Schwellenwerten entstehen bei deren Anwendung auf Vogelarten mit unterschiedlichen ökologischen und populationsdynamischen Merkmalen. So existieren bei vielen Kriterien grundsätzliche Unterschiede zwischen Arten, die in geringer Abundanz siedeln und große Reviere oder Streifgebiete besiedeln und solchen, die kleinflächig in hoher Dichte vorkommen. Ein Lösungsansatz besteht darin, dass für unterschiedliche Vogelarten unterschiedliche Schwellenwerte und/oder Bezugszeiträume gewählt werden, so z.B. bezüglich der Bestandsentwicklung längere Zeiträume und geringere Schwellenwerte bei langlebigen Großvogelarten.

Lebensraumindikatoren können bei Arten mit sehr engen Lebensraumansprüchen sehr viel schärfer definiert werden (z.B. bei Arten der Röhrichte) als bei Arten mit breiten, unspezifischen Ansprüchen. So siedelt z.B. der Silberreiher in Österreich nur in Schilfbeständen, der Nachtreiher ist in Wäldern, verbuschten Bereichen und in Röhrichten zu finden; bei letzterer Art ist daher die Definition eines Lebensraumindikators ungleich problematischer und wäre nur anhand der Situation im jeweiligen Gebiet machbar.

Grundsätzlich ist auch der Kenntnisstand über Populationsgrößen, Bestandsentwicklung und Lebensraumsituation bei lokal verbreiteten, selteneren und/oder gefährdeten Arten fast immer besser als bei den noch weiter verbreiteten Arten.

Anwendung der Indikatoren in Gebieten mit unterschiedlicher Flächengröße

Die in Österreich ausgewiesenen SPAs weisen sehr unterschiedliche Flächen auf: So existieren allein 25 Gebiete, die weniger als 200 ha umfassen; sie bieten daher bei einer durchschnittlichen Großvogelart nur maximal einem einzigen Brutpaar Platz, sehr oft ist aber der Platzanspruch dieser Arten noch viel höher. Auf der anderen Seite stehen 28 Gebiete mit einer Ausdehnung von mehr als 100 km². Diese Gebiete können bei keineren und mittelgroßen Vogelarten bereits ganze Populationen aufnehmen, nur sehr wenige SPAs in Österreich können eine solche Funktion zumindest theoretisch auch für große Vogelarten mit ausgedehnten Raumansprüchen erfüllen: Nur neun Gebiete messen 500 km² oder mehr.

Das unterschiedliche Gebietsgrößen auch Konsequenzen auf die Anwendbarkeit von Indikatoren haben, liegt auf der Hand. Manche Indikatoren können daher erst ab einer gewissen Gebietsgröße zum Einsatz kommen, bei anderen wird es sinnvoll sein, die Schwellen auf die unterschiedlichen Gebietsgrößen abzustimmen. So z.B. werden bei einigen Kleinvogelarten verwendeten Siedlungsdichte-Indikatoren für unterschiedliche Gebietsgrößen differenziert. Andere Indikatoren können erst ab eine gewissen Gebietsgröße angewandt werden oder aber erst ab einer gewissen Populationsgröße.

Unzureichender Kenntnisstand

Vögel sind zwar diejenige Organismengruppe mit dem besten Kenntnisstand bezüglich ihrer Verbreitung, Bestandssituation und Bestandsentwicklung, auch wurden und werden für viele Arten spezifische ökologische oder populationsbiologische Untersuchungen in verschiedenen Gebieten durchgeführt. Naturgemäß ist unser Wissen allerdings nicht bei allen Arten gleichmä-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ßig gut, sondern es existieren profunde Unterschiede in Abhängigkeit von Abundanz, Gefährdungsgrad, Lebensweise, perönlicher Interessenslage von Einzelindividuen und diversen anderen Faktoren.

Die Spanne des Wissensstandes reicht daher von Arten, über die wir langjährige und detaillierte Aufzeichnungen zu Bestandsentwicklungen und Bruterfolg haben (z.B: Weißstorch, Silberreiher, Säbelschnäbler, Seeregenpfeifer, Triel, Großtrappe), über Arten für die solche Angaben zumindest für einzelne Gebiete vorliegen (z.B. Wachtelkönig, Mornellregenpfeifer, Ortolan, Zwergdommel, Uhu,) bis hin zu Arten für die genauere Bestandsangaben mit Ausnahme vielleicht von einzelnen punktuellen Erhebungen in einzelnen Jahren für viele Gebiete nicht möglich sind.

1.5.5 Raumbezug

Artikel 3, Abs. 1 FFH-RL legt fest, dass das Natura 2000-Netzwerk den Fortbestand oder die Wiederherstellung eines „günstigen Erhaltungszustandes“ der Lebensräume von Arten im natürlichen Verbreitungsgebiet gewährleisten muss. Da sich negative und positive Einflüsse auf die Bestandsentwicklung von Vogelarten in den allermeisten Fällen nicht allein auf konkrete, mehr oder weniger künstlich abgegrenzte Flächen (Schutzgebiete, Länder, Staaten) beziehen lassen, ist die Bewertung des Erhaltungszustandes auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen durchzuführen. Wie im Interpretationsleitfaden der Kommission dargelegt, sind Bewertungen (neben dem natürlichen Verbreitungsgebiet) zumindest auf Gebiets- und auf Ebene des Netzwerkes vorzunehmen.

Für Vogelarten mit ihren oft sehr weiten Verbreitungsarealen sind die folgenden Raumbezüge zur Beurteilung des Erhaltungszustandes relevant:

- Gesamtes Verbreitungsgebiet (EU-Ebene und darüber hinaus)
- Gebiet des Mitgliedsstaates
- Natura 2000 Netzwerk (wenn man davon ausgeht, dass diese Gebiete in signifikantem Ausmaß dazu beitragen, dass die Vogelarten in einem günstigen Erhaltungszustand bewahrt werden)
- Gebietsebene (gewichtet nach dem Beitrag, den das Gebiet zur ökologischen Kohärenz des Netzes leistet).

Eine Bewertung auf einer Ebene von konkreten Vorkommen, wie sie für die Lebensraumtypen des Anhangs I und die meisten Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie durchgeführt wurden, erwies sich hingegen bei der überwiegenden Zahl der Vogelarten als nicht sinnvoll und zumeist auch nicht machbar. Der Flächenanspruch einzelner Vorkommen, soweit diese abgrenzbar wären, liegt nämlich in fast allen Fällen weit über der Größe der bestehenden SPAs. Die Ebene einzelner Vorkommen wäre daher in räumlicher Betrachtung über die Gebietseben zu stellen, was den in den übrigen Teilen dieser Studie angewandten Raumbezügen grundsätzlich wiedersprechen würde.

Im Rahmen dieser Studie werden für die Vogelwelt einerseits Indikatoren für Natura 2000-Gebiete, andererseits in nur sehr wenigen Fälle auch solche für einzelne Vorkommen (sofern diese im Schnitt unterhalb der Größe der relevanten SPAs liegen)

1.5.6 Skalierung und Schwellenwerte

Für die Skalierung der Indikatoren wurde auf die Vorgaben der EU-Kommission für die Übermittlung von Gebietsinformationen über den Standard-Datenbogen zurückgegriffen (vgl.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

EUROPÄISCHE KOMMISSION 1997). Demnach ist der Erhaltungszustand in folgenden drei Wertstufen zu beurteilen:

A: hervorragender Erhaltungszustand

B: guter Erhaltungsgrad

C: durchschnittlicher bis beschränkter Erhaltungszustand

Aus den Erläuterungen der EUROPÄISCHEN KOMMISSION (1997) zu den einzelnen Wertstufen lässt sich ableiten, dass die Stufen A und B als günstiger Erhaltungszustand und C als ungünstiger Erhaltungszustand zu verstehen sind, auch wenn die Bezeichnung „durchschnittlicher Erhaltungszustand“ der Stufe C nicht unbedingt mit „ungünstig“ identifiziert werden kann.

1.5.7 Synthese der Indikatoren

Zur Beurteilung des Erhaltungszustandes eines Schutzgutes müssen die Einzelindikatoren zu einem gemeinsamen Wert zusammengeführt werden. Für diesen Prozess der Aggregation wurden im Rahmen des Gesamtprojektes drei Methoden vorgesehen, in Bezug auf die Vogelarten wurde allerdings nur eine verwendet:

- Wenn-Dann-Beziehungen: Bei dieser Methode werden die Einzelindikatoren mit Wenn-Dann-Beziehungen miteinander verknüpft.

Beispiel:

Indikatoren X, Y und Z

Wenn X = C, dann Erhaltungszustand = C

Wenn ≥ 2 Indikatoren A, dann Erhaltungszustand = A

Wenn ≥ 2 Indikatoren B, dann Erhaltungszustand = B

1.5.8 Anmerkungen zu den Indikatoren und Schwellenwerten

Die im Rahmen dieser Arbeit angegebenen Schwellenwerte für die Indikatoren müssen aufgrund der teilweise unzureichenden Datengrundlagen als erste Anhaltspunkte verstanden werden. In vielen Fällen wird eine Präzisierung in Bezug auf konkrete Natura 2000-Gebiete erforderlich sein.

Die Anwendbarkeit der Indikatoren, Schwellenwerte und Bewertungsanleitungen wird erst im Zuge eines „Praxistests“ klar ersichtlicht werden. Die im Rahmen dieser Studie erarbeiteten Indikatoren und noch mehr die Schwellenwerte sind demnach als erster Beitrag zu einer Thematik zu verstehen, deren Bearbeitung zukünftig auch in Hinblick auf die erforderlichen Monitoring-Programme einer wesentlichen Anstrengung seitens der zuständigen Behörden bedarf.

1.6 Verbreitungskarten

Für jedes Schutzobjekt wurden – soweit dies möglich war - österreichweite Punktverbreitungskarten auf Rasterbasis (5 Längenminuten x 3 Breitenminuten) erstellt. Das Layout der Grundkarten orientiert sich an den Verbreitungskarten in ELLMAUER & TRAXLER (2000).

Die Karten stellen die Brutverbreitung der in Österreich brütenden Arten des Anhang I dar. Sie basieren auf Originaldaten aus dem digitalen Beobachtungsarchiv von BirdLife Österreich, das Daten aus den Jahren 1981-2002 umfasst. Ergänzend wurden Verbreitungspunkte den neuesten zusammenfassenden Darstellungen aus Oberösterreich (BRADER & AUBRECHT 2003)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

und Vorarlberg (KILZER et al. 2002) entnommen. Während das Verbreitungsbild für Arten, die nur lokal verbreitet sind oder deren Verbreitungsschwerpunkt außerhalb der Alpen liegt, weitgehend komplett sein dürfte, bestehen bei einer Reihe von anderen Arten teils gravierende Lücken infolge einer unzureichenden Datenbasis. Dieser (Daten-)Mangel betrifft insbesondere das Bundesland Tirol. Kartierungslücken können eine Vielzahl an Gründen haben (Schwere Erreichbarkeit im alpinen Raum, versteckte Lebensweise bestimmter Arten, schwere Nachweisbarkeit bestimmter Arten), die sich jeweils unterschiedlich auf das Kartenbild verschiedener Arten auswirken. Für die folgenden Arten liegen aus dem Alpenraum (vor allem Tirol und Salzburg) nur unvollständige Verbreitungskarten vor:

Wespenbussard, Haselhuhn, Alpenschneehuhn, Birkhuhn, Auerhuhn, Steinhuhn, Uhu, Sperlingskauz, Rauhfusskauz, Grauspecht, Schwarzspecht und Dreizehenspecht.

Für Seeadler, Kaiseradler, Steinadler und Wanderfalke wurden aus Schutzgründen keine Verbreitungskarten angefertigt.

1.7 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2000): Threatened Birds of the World. Lynx Edicions and BirdLife International, Barcelona & Cambridge, 852 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge, 374 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

DOERPINGHAUS, A.; VERBÜCHELN, G.; SCHRÖDER, E.; WESTHUS, W. MAST, R. & NEUKIRCHEN, M. (2003): Empfehlungen zur Bewertung des Erhaltungszustands der FFH-Lebensraumtypen: Grünland. Natur und Landschaft 78/8: 337-342.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (1997): Entscheidung der Kommission vom 18. Dezember 1996 über das Formular für die Übermittlung von Informationen zu den im Rahmen von Natura 2000 vorgeschlagenen Gebieten. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L107: 156pp.

FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42: 725pp.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg, 1997.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

HEPBURN, I. (2003): Working paper for consideration by the habitats & ornis committees. Monitoring, surveillance and assessing the conservation status of habitats and species of Community interest: 1. General principles. Habitat committee 03/01.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

PIHL, S.; EJRNAES, R.; SOGAARD, B.; AUDE, E.; NIELSEN, K.E.; DAHL, K. & LAURSEN, J.S. (2001): Habitats and species covered by the EEC Habitats Directive. A preliminary assessment of distribution and conservation status in Denmark. NERI Technical Report 365.

RÜCKRIEM C. & ROSCHER S. (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 22: 456pp.

SVENSSON, L.; GRANT, P.J.; MULLARNEY, K. & ZETTERSTRÖM, D. (1999): Der neue Kosmos-Vogelführer. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart. 400 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F: (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge. 600 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

2 A001 GAVIA STELLATA

2.1 Schutzobjektsteckbrief

2.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Sterntaucher

Englisch: Red-throated Diver, Französisch: Plongeon catmarin, Italienisch: Strolaga minore, Spanisch: Colimbo chico Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Gaviiformes – Seetaucher, Familie Gaviidae – Seetaucher

Merkmale: Langgestreckter Wasservogel mit spitzem, aufgeworfen wirkendem Schnabel. Körper oberseits bräunlich-grau, unterseits überwiegend weiß. Prachtkleid: grauer Hals mit rostrotem Vorderhals. Schlichtkleid: Hals überwiegend weiß mit bräunlichem Hinterhals und Scheitel. Jugendkleid: Hals überwiegend bräunlich.

2.1.2 Biologie

Sozialverhalten: Gegenüber den anderen Seetauchern ist der Sterntaucher deutlich geselliger (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Die Nahrungsgründe werden teilweise in kleinen Gruppen angeflogen. Auch die Jagd kann in Gruppen stattfinden. Sterntaucher dürften Dauerehen eingehen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987).

Fortpflanzung: Die Ankunft in den Brutgebieten erfolgt meist paarweise (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Das Nest wird nahe am Wasser angelegt, um eine schnelle Flucht zu ermöglichen. In der Regel werden zwei, ausnahmsweise eines oder drei Eier gelegt (CRAMP & SIMMONS 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Sterntaucher ernährt sich hauptsächlich von Fisch (CRAMP & SIMMONS 1977). Der Nahrungserwerb erfolgt tauchend, wobei Tiefen von 2-9 Meter und Tauchzeiten bis eineinhalb Minuten erreicht werden können. Jagdgewässer können bis zu 10 Kilometer von den z.T. fischfreien Brutgewässern entfernt sein (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987).

2.1.3 Autökologie

Lebensraum: Der Sterntaucher brütet an stehenden, flachen Binnengewässern mit Ufervegetation von der Küste bis ins Gebirge (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Außerhalb der Brutzeit ist die Art am Meer, vorzugsweise in Küstennähe oder auf Küstengewässern zu finden. Im Binnenland tritt der Sterntaucher seltener auf, wobei große Gewässer wie tiefe Seen, große Flüsse oder Stauseen bevorzugt werden.

2.1.4 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es gibt nur wenige Angaben zur Populationsökologie. Auf den Shetland-Inseln/Großbritannien wurden von 91 Eiern 29,7 % ausgebrütet, wobei 18 Junge (19,8 %) flügge wurden (G. BUNDY in CRAMP & SIMMONS 1977). Predation und Störung waren hauptverantwortlich für den Verlust von Bruten.

Wanderungen: Der Sterntaucher ist überwiegend Zugvogel und nur in wenigen Gebieten Strichvogel (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Die europäischen Brutvögel überwintern hauptsächlich an der atlantischen Meeresküste vom Nordkap bis nach Gibraltar und Marokko. Seltener treten sie an der Ost- und Nordsee bzw. am Schwarzen und Mittelmeer auf.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

2.1.5 Verbreitung und Bestand

Global: Der Sterntaucher kommt zirkumpolar vor (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Sein Vorkommen reicht von Island über den Norden der Britischen Inseln und Skandinavien bis nach Sibirien und das arktische Amerika.

Europa: In Europa besiedelt der Sterntaucher ein Areal, dass vom Norden der britischen Inseln über Skandinavien und das Baltikum bis nach Russland reicht (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 2.800-3.900 Brutpaare (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals des Sterntauchers.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Sterntaucher ist in Österreich ein regelmäßiger Durchzügler und Wintergast, der an fischreichen Seen, Flüssen und Stauseen auftritt. Nachweise existieren aus allen Bundesländern. Die Art ist in Österreich hauptsächlich ab November anzutreffen. Im Frühjahr, aber auch im Winter sind Sterntaucher weit seltener als im Herbst. Meist tritt der Sterntaucher nur in Einzelexemplaren oder in Trupps von wenigen Individuen auf.

2.1.6 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt.

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II.

Entwicklungstendenzen: Angesichts der kleinen Zahlen, die während der Internationalen Wasservogelzählungen im Mittwinter auftreten, sind keine Trends ersichtlich (AUBRECHT & WINKLER 1997).

Gefährdungsursachen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Gefährdungsfaktoren mit dem Vorkommen der Art in Verbindung gebracht werden.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Schutzmaßnahmen genannt werden.

2.1.7 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Sterntauchers.

2.1.8 Kartierung

Die Erfassung erfolgt über direkte Zählungen wie z. B. die Internationalen Wasservogelzählungen (AUBRECHT & WINKLER 1997).

2.1.9 Wissenslücken

Die Erfassung der Winterbestände erfolgt weiterhin über die Internationalen Wasservogelzählungen. Zur Zeit werden aber nur die Mittwinterzählungen regelmäßig ausgewertet (AUBRECHT & BÖCK 1985, AUBRECHT & WINKLER 1997). Neben diesen im Januar stattfindenden Zählungen werden die Wasservögel in vielen Bundesländern auch an anderen Ter-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

minen erfasst. Eine Auswertung dieser restlichen Zählungen und der im Archiv von BirdLife Österreich vorhandenen Daten wäre wünschenswert, um einen besseren Überblick über die tatsächlichen Winter- und Durchzugsbestände und deren Dynamik zu erhalten.

2.1.10 Literatur

AUBRECHT, G. & BÖCK, F. (1985): Österreichische Gewässer als Winterrastplatz für Wasservögel. Grüne Reihe Bundesministerium f. Gesundheit u. Umweltschutz 3: 1-270.

AUBRECHT, G. & WINKLER, H. (1997): Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970-1995 – Trends und Bestände. Österr. Akademie d. Wiss. Biosystematics and Ecology Series No. 13. Wien.175 pp.

BAUER, K.H. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1. Gaviiformes – Phoenicopteriformes. 483 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977): The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press. 722 pp.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

2.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der Tatsache, dass die Art in Österreich nur vereinzelt oder in sehr geringer Zahl auftritt, können keine Indikatoren und Schwellenwerte für den Günstigen Erhaltungszustand angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

3 A002 *GAVIA ARCTICA*

3.1 Schutzobjektsteckbrief

3.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Prachttaucher

Englisch: Black-throated Diver, Französisch: Plongeon arctique, Italienisch: Strolaga mezzana, Spanisch: Colimbo árctico

3.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Gaviiformes – Seetaucher, Familie Gaviidae – Seetaucher

Merkmale: Langgestreckter Vogel mit dolchartigem Schnabel, dickem Hals und gerundetem Hinterkopf. Bei uns kommt die Art meist nur im Schlichtkleid oder Jugendkleid vor. Im Profil ist bei beiden Kleidern die Hälfte des Halses dunkel, die andere weiß. Im Schwimmen ist ein auffallender, weißer Fleck an den Flanken charakteristisch.

3.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Prachttaucher dürften Dauerehen eingehen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Im Binnenland ist die Art außerhalb der Brutzeit nur einzeln oder in kleineren Trupps anzutreffen.

Fortpflanzung: Die Ankunft in den Brutgebieten erfolgt paarweise (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Da die Paare schon sehr früh im Jahr eintreffen, halten sie sich zuerst am Meer auf und besiedeln anschließend die Brutgewässer, sobald diese eisfrei sind. In der Regel werden zwei, ausnahmsweise eines oder drei Eier gelegt (CRAMP & SIMMONS 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Prachttaucher nimmt hauptsächlich Fisch, daneben aber auch Crustaceen und Mollusken auf (CRAMP & SIMMONS 1977). Der Nahrungserwerb erfolgt tauchend, wobei Tiefen zwischen 3-6 m und Tauchzeiten bis zwei Minuten erreicht werden können. Der Antrieb erfolgt durch die Beine, gelegentlich mit Hilfe der Flügel.

3.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Prachttaucher brütet an großen, tiefen Gewässern des Binnenlandes, nur ausnahmsweise an kleinen, flachen Teichen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Außerhalb der Brutzeit ist die Art am Meer, vorzugsweise in Küstennähe oder auf Küstengewässern zu finden. Im Binnenland tritt der Prachttaucher seltener auf, wobei große Gewässer wie tiefe Seen, große Flüsse oder Stauseen bevorzugt werden.

3.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es gibt nur wenige Angaben zur Populationsökologie. In Finnland wurden von 159 Eiern im Zeitraum 1962-1968 45 % ausgebrütet, wobei 34 Junge (21 %) flügge wurden (CRAMP & SIMMONS 1977).

Wanderungen: Der Prachttaucher ist ein Zugvogel, der bevorzugt am Meer überwintert (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Das Überwinterungsareal reicht von der südeuropäischen Atlantikküste über das Mittelmeer bis zum Schwarzen und Kaspischen Meer. In geringer Zahl ist die Art auch an der Nord- und Ostsee anzutreffen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

3.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Prachttaucher besiedelt die boreale Nordpaläarktis und das arktische sowie subarktische Nordamerika (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987).

Europa: Der Prachttaucher besiedelt den Norden Europas. Sein Verbreitungsgebiet reicht vom Norden der britischen Inseln über Skandinavien und dem Baltikum bis nach Russland (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987).

Europäische Union: In der Europäischen Union brütet der Prachttaucher in Finnland mit 7.000-9.000, in Schweden mit 5.000-6.000 und in Großbritannien mit 155-189 Brutpaaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals des Prachttauchers.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Prachttaucher ist in Österreich ein regelmäßiger Durchzügler und Wintergast, der an großen Seen, Flüssen und Stauseen auftritt. Nachweise existieren aus allen Bundesländern. Ab Oktober ist die Art in Österreich anzutreffen, wobei im November der Höhepunkt des Durchzugs ist. Im Frühjahr sind Prachttaucher weit seltener als im Herbst. Einzelne Individuen können aber noch im Juni beobachtet (ABÖ). Meist tritt der Prachttaucher nur in Einzelexemplaren oder in Trupps von wenigen Individuen auf.

3.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt.

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II.

Entwicklungstendenzen: Angesichts der kleinen Zahlen, die während der Internationalen Wasservogelzählungen im Mittwinter auftreten, sind keine Trends ersichtlich (AUBRECHT & WINKLER 1997).

Gefährdungsursachen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Gefährdungsfaktoren mit dem Vorkommen der Art in Verbindung gebracht werden.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Schutzmaßnahmen genannt werden.

3.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Prachttauchers.

3.1.9 Kartierung

Die Erfassung erfolgt über direkte Zählungen wie z.B. die Internationalen Wasservogelzählungen (AUBRECHT & WINKLER 1997).

3.1.10 Wissenslücken

Die Erfassung der Winterbestände erfolgt weiterhin über die Internationalen Wasservogelzählungen. Zur Zeit werden aber nur die Mittwinterzählungen regelmäßig ausgewertet (AUBRECHT & BÖCK 1985, AUBRECHT & WINKLER 1997). Neben diesen im Januar stattfindenden Zählungen werden die Wasservögel in vielen Bundesländern auch an anderen Terminen erfasst. Eine Auswertung dieser restlichen Zählungen und der im Archiv von BirdLife Ös-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

terreich vorhandenen Daten wäre wünschenswert, um einen besseren Überblick über die tatsächlichen Winter- und Durchzugsbestände und deren Dynamik zu erhalten.

3.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BÖCK, F. (1985): Österreichische Gewässer als Winterrastplatz für Wasservögel. Grüne Reihe Bundesministerium f. Gesundheit u. Umweltschutz 3: 1-270.

AUBRECHT, G. & WINKLER, H. (1997): Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970-1995 – Trends und Bestände. Österr. Akademie d. Wiss. Biosystematics and Ecology Series No. 13. Wien.175 pp.

BAUER, K.H. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1. Gaviiformes – Phoenicopteriformes. 483 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977): The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press. 722 pp.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

3.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der Tatsache, dass die Art in Österreich nur in geringer Zahl über viele verschiedene Gebiete hinweg verteilt auftritt, können keine Indikatoren und Schwellenwerte für den Günstigen Erhaltungszustand angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4 A021 *BOTAURUS STELLARIS*

4.1 Schutzobjektsteckbrief

4.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rohrdommel

Englisch: Bittern, Französisch: Butor étoilé, Italienisch: Tarabuso, Spanisch: Avetoro común

4.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

***Merkmale*:** Großer, kompakter und untersetzter Reiher. Gefieder gelbbraun mit feiner schwarzer Maserung. Hals wirkt dicker und kürzer als bei anderen Reihern, er wird meist zwischen die Schultern gezogen. Im Flug fallen breite Flügel und schneller Flügelschlag auf, vorderes Ende wirkt durch herabhängende Halsfedern „dicker" als bei anderen Reihern gleicher Größe.

4.1.3 Biologie

***Sozialverhalten*:** Die Rohrdommel lebt in der Regel solitär. Es existieren keine eigentlichen Paarbindungen zwischen weiblichen und männlichen Vögeln, das Weibchen bebrütet das Gelege und füttert die Jungvögel alleine. Ein Teil der Männchen ist polygam, bei ihnen können gelegentlich mehrere Nester im Revier gefunden werden (RSPB 2003a); in einem extremen Fall wurden in Oberfranken sogar fünf Nester im Territorium eines Männchens entdeckt; 13 von 17 Nestern fanden sich in unmittelbarer Nähe (rund 50 m) des Rufplatzes des Männchens (GAUCKLER & KRAUS 1965). Männliche Rohrdommel sind strikt territorial, in Mitteleuropa beziehen sie in milden Wintern ab Ende Februar ihre Reviere (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). In England können Rohrdommeln bereits ab Ende Jänner mit der Revierabgrenzung beginnen (RSPB 2003b). Die Männchen machen sich durch ihre lauten, unter guten Bedingungen auch für das menschliche Ohr einen Kilometer oder weiter hörbaren Rufe bemerkbar. Die Funktion dieser Rufe (engl. „booms") ist nicht definitiv geklärt, doch wird allgemein angenommen, dass sie sowohl der Revierabgrenzung als auch der Anlockung von Weibchen dienen (CRAMP & SIMMONS 1977). Aufgrund von Studien an italienischen Vögeln wurde vermutet, dass die Männchen zur Zeit der Jungenaufzucht mit ihrer Rufaktivität zusätzlich ein Nahrungsrevier für die Weibchen abgrenzen (PUGLISI et al.1997), der von ihnen beobachtete Anstieg der Rufaktivität Ende Mai könnte aber auch auf mögliche Zweitbruten von Weibchen zurückzuführen sein (MALLORD et al. 2000). Zur Reviergröße der Männchen liegen Untersuchungen an acht radiotelemetrisch überwachten Männchen aus England vor: diese Vögel nutzten Streifgebiete von 10-20 ha Größe zur Brutzeit (RSPB 2003a), als Singwarten dienten mehrere verschiedene Stellen innerhalb des Reviers (TYLER 1994).

***Fortpflanzung*:** Die Hauptlegephase der Rohrdommel liegt zwischen Ende April und Ende Mai, einzelne Gelege sind auch noch bis in den Juni hinein zu finden. Vollgelege umfassen zumeist 5-6 Eier, sie werden 25-26 Tage bebrütet, die Nestlinge benötigen 50-55 Tage bis zum Ausfliegen. Rohrdommel machen nur eine Brut pro Jahr, Nachgelege sind aber möglich (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). In England wurde ein Fall einer Zweitbrut bekannt (MALLORD et al. 2000). Das Nest ist eine flache, im Durchmesser 30-40 cm messende Plattform aus Schilfhalmen mit einer flachen Mulde (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Hauptbeutetiere der Rohrdommel sind Fische und Amphibien; seltener werden auch Wasserkäfer und andere Insekten, Würmer, Krebstiere, Eidechsen,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schlangen, Kleinsäuger und Kleinvögel erbeutet. Die Anteile der verschiedenen Nahrungsbestandteile unterscheiden sich für verschiedene Lokalitäten und Jahreszeiten: Mägen aus Frankreich enthielten vornehmlich Reste von Fischen, solche aus Italien und Ungarn überwiegend Amphibien und Wasserinsekten (CRAMP & SIMMONS 1977). In Nordeuropa scheinen sich Rohrdommeln hingegen hauptsächlich von Fischen zu ernähren, in England sind 3-4 Jahre alte Aale (*Anguilla anguilla*), die eine Länge von rund 35 cm erreicht haben und ca. 100 Gramm wiegen, die wichtigste Beute für Rohrdommeln (NEWBERY et al. 2001); weiters kommt Rotfeder und Stichling eine besondere Bedeutung als Nahrungstiere zu (RSPB 2003b). Nestlinge in Nordbayern wurden ebenfalls hauptsächlich mit Fischen gefüttert, dieses Vorkommen lag allerdings in einem Fischteichgebiet (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966).

Die Nahrungssuche erfolgt immer einzeln, entweder langsam schreitend oder im Ansitz. Rohrdommeln sind unter tags und während der Dämmerung aktiv (CRAMP & SIMMONS 1977).

4.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Rohrdommel brütet ausschließlich in Röhrichtbeständen an stehenden Gewässern der Niederungen. Reinbestände aus Schilfrohr (*Phragmites australis*) und Mischbestände mit anderen hochwüchsigen Röhrichtpflanzen wie Rohrkolben (*Typha* sp.) oder Schneidried (*Cladium mariscum*) werden zwar bevorzugt, doch ist die Art gelegentlich auch in reinen Rohrkolben oder Schneidried-Beständen zu finden (NEWBERY et al. 2001). Es werden sowohl natürliche als auch künstliche Gewässer (wie Fischteiche) besiedelt, sofern sie einen ausreichend großen Röhrichtbestand aufweisen. Die der Habitatwahl der Rohrdommel zugrundeliegenden Faktoren sind bislang nur wenig bekannt, quantitative Untersuchungen dazu wurden bislang vorwiegend in England durchgeführt, sind aber zumindest teilweise wohl auch auf die Brutvorkommen des europäischen Festlandes übertragbar. Schilfbestände mit Vorkommen der Rohrdommel wiesen größere Schilfflächen, eine größere Länge an Übergangszonen Schilf/Wasser, eine höhere Wassertiefe und eine höhere Dichte an jungen Schilfhalmen auf. Negativ mit dem Vorkommen der Rohrdommel waren die Vegetationsdichte am Boden, die Dichte alter Schilfhalme, die Höhe der Schichte aus alten, abgestorbenen Blättern und Stängeln, das Vorkommen von Weidenbüschen und die Anzahl von krautigen Pflanzen korreliert (BIBBY & LUNN 1982, TYLER 1994). Die wichtigsten Faktoren, die das Vorkommen von Rohrdommel erklären, sind Schilffläche, „Feuchtigkeit“ und die „Reinheit“ des Bestandes (TYLER et al 1998). In England scheinen 20 ha die Untergrenze der Besiedlung für isolierte Schilfflächen zu sein, doch werden auch wesentlich kleinere Schilfbestände angenommen, sofern sich in der Umgebung andere nutzbare Flächen, z.B. mit Röhrichten bestandene Kanalränder oder andere hochwüchsige Verlandungsvegetation befinden (TYLER 1994, NEWBERY et al. 2001). Kleine Schilfbestände weisen jedoch immer eine bedeutend höhere Habitatqualität auf (TYLER et al 1998). Rohrdommeln können trockengefallene Schilfflächen nicht besiedeln. Die vorläufigen Ergebnisse einer Studie aus der Camargue (Südfrankreich) zeigen, dass der Frühjahrswasserstand (gemessen an den Standorten rufender Rohrdommeln) das mit Abstand wichtigste Habitatmerkmal ist. Tiefen von 10-15 cm wurden bevorzugt (POULIN 2002). Positive Beziehungen bestanden weiters mit der Dichte alter Schilfhalme und mit dem Vorhandensein von klarem Wasser, negative hingegen mit der Dichte an grünen Halmen sowie mit der Ausdehnung von „claires“ (POULIN 2002).

Mit Sendern markierte Vögel in Nordengland hielten sich zur Nahrungssuche in seicht überfluteten Bereichen (mittlere Tiefe 10,6 cm, maximale Tiefe 25 cm) auf. Bevorzugt wurden Übergänge von Schilf zu offenen Wasserstellen, die meisten Aufenthaltsorte radiotelemetrierter Vögel lagen näher als 10 Meter zur nächsten offenen Wasserfläche (TYLER 1994, RSPB 2003a).

Die Nester befinden sich in England gut gedeckt im Röhricht über flachem Wasser (weniger als 15 cm tief), sie werden zumeist rund 10 cm über dem Wasserspiegel errichtet (TYLER 1994). Aus Mitteleuropa wird von Nestern auf umgebrochenen Stängeln und Bulten berichtet, die in

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Regel schwimmend angelegt sind oder wenigstens die Wasseroberfläche berühren Auch hier erreicht der Wasserstand kaum Knietiefe, bisweilen sogar nur Knöcheltiefe.

4.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Über populationsdynamisch relevante Faktoren liegen für die Rohrdommel nur wenige, verstreute Einzelinformationen vor. Zum Bruterfolg liegt nur eine Angabe anhand mehrjähriger Untersuchungen in einem Fischteichgebiet in Oberfranken (Bayern vor): Von 21 gefundenen Nestern flogen aus 13 Jungvögel aus. Von 66 Eiern dieser 13 Nester schlüpften aus 63 % Jungvögel, 54 % erreichten ein Alter von 14 Tagen (GAUCKLER & KRAUS 1965).

Die Rufe verschiedener Männchen sind sowohl innerhalb eines Jahres (MCGREGOR & BYLE 1992, GILBERT et al. 1994). als auch in verschiedenen Jahren unterscheidbar (GILBERT et al. 2002). Anhand dieser Individualität der Rufe wurden die Überlebensraten britischer Rohrdommel-Männchen in den Jahren 1990-1998 auf 70 % geschätzt. Es zeigte sich überdies, dass die Männchen alljährlich dieselben Reviere beziehen und über Jahre hinweg ortstreu bleiben (GILBERT et al. 2002). Strenge Winter führen vor allem im Norden des Verbreitungsgebiets zu hohen Verlusten, so fiel die Zahl der Rufer in Schweden nach einem harten Winter um 35-40 % (KOSKIMIES & TYLER 1997). Eine europaweite Analyse ergab Hinweise, dass der Bestand im Winter 1978/79 um 30-50 % gefallen ist (DAY 1981). In Großbritannien korrelierte zwar die Zahl der im Winter gemeldeten Individuen mit den Frosttagen, die Zahl der im darauffolgenden Jahr Reviere besetzenden Männchen hingegen nicht (BIBBY 1981).

Zur Siedlungsdichte der Art liegen nur wenige Angaben vor: In Mitteleuropa lag die höchste Dichte bei 8-10 ha Schilffläche/Männchen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966), in England wurde maximal 1 Männchen/15,8 ha gefunden (KOSKIMIES & TYLER 1997). Angaben aus größeren Schilfbeständen sind spärlich: In Südostfinnland wurden Schwankungen zwischen 3,9 und 11 Männchen/km² registriert, in Estland wurde hingegen ein mittlerer Wert von nur 0,7 Männchen/km² errechnet (KOSKIMIES & TYLER 1997). Systematische Bestandsaufnahmen mittels einer neuentwickelten Zähltechnik ergaben 2001 in der Camargue 54 rufende Männchen auf 27 km² Schilffläche (2/km²) im Vergleich zu nur 17 (0,6), die 1996 mit anderer Methode erfasst wurden (POULIN & LEFEBVRE 2003, KAYSER et al. 1998).

Wanderungen: Die Rohrdommel ist ein Teilzieher. Der Großteil der Vögel Mittel- und Nordeuropas zieht im Winter in südliche oder südwestliche Richtungen nach West- und Südeuropa und Nordafrika; einzelne Nachweise von Rohrdommeln der paläarktischen Unterart gelangen in Zentral- und Ostafrika. Sofern eisfreie Stellen vorhanden sind, verbleiben auch mitteleuropäische Brutvögel in kleiner Zahl im Brutgebiet (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Die Populationen West- und Südeuropas führen keine Wanderungen durch oder verstreichen höchstens über kürzere Distanzen (CRAMP & SIMMONS 1977). Neuere Analysen über Ringfunde mitteleuropäischer Rohrdommeln existieren nicht. Eine ältere Zusammenstellung von Funden in Deutschland, Holland und Österreich beringter Vögel zeigte, dass das Überwinterungsgebiet dieser Vögel England, Spanien, Frankreich, Oberitalien und den Norden der Balkanhalbinsel umfasst (ZINK 1958).

Der Zwischenzug der Jungvögel beginnt im Juli, der Abzug der Altvögel erst ab September. Einzelne, offensichtlich nichtbrütende Vögel werden auch im Sommer abseits der Brutgebiete gemeldet. Die Ankunft im Brutgebiet erfolgt von Mitte Februar bis Ende April (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966).

4.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutgebiet der Rohrdommel umfasst die boreale und gemäßigte Zone sowie die Steppengebiete Eurasiens von Westeuropa und Nordafrika bis Ostasien, Japan und die Insel Sachalin. Weit isoliert vom übrigen Areal brütet die Unterart *capensis* im südlichen Afrika.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 29 Staaten bekannt. Der Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 20.000-44.000 Brutpaare geschätzt, der Großteil davon (10.000-30.000) entfällt auf Russland (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in der ersten Hälfte der 1990er Jahre auf 1.600- 2.100 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand der Rohrdommel in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000), (**), NEWBERY et al. (2001), (***) GILBERT et al. (2002).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	100-130	1998-2002
Belgien	2-13*	1981-1990
Dänemark	150-200*	1993-1996
Finnland	150-250**	späte 1990er
Frankreich	300-400*	1996
Deutschland	335-345*	1996
Italien	35-65**	späte 1990er
Niederlande	150-271*	19989-1991
Portugal	0-1**	späte 1990er
Spanien	29-30**	späte 1990er
Schweden	400**	späte 1990er
Vereinigtes Königreich	19***	1999

Österreich/Verbreitung: In Österreich ist nur ein Brutplatz der Rohrdommel bekannt, in zwei weiteren Gebieten hielten sich in einzelnen Jahren Rohrdommeln längere Zeit in möglichen Bruthabitaten auf.

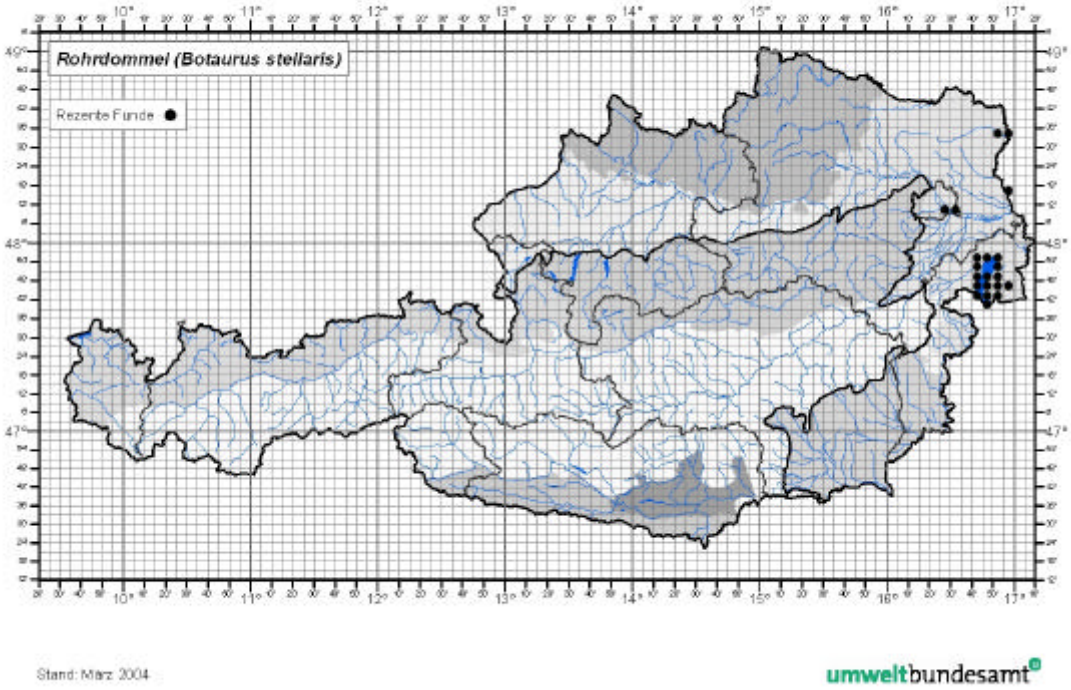
Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Die Rohrdommel brütet verbreitet im Schilfgürtel des Neusiedler Sees und den Schilfbeständen des angrenzenden Seewinkels. Systematische Bestandserhebungen liegen aus zwei Gebieten vor: 1989 wurde eine 16 km² große Fläche zwischen Purbach und Winden untersucht und mindestens 14 rufende Männchen gezählt, daraus ergibt sich eine Dichte von 0,9 Rufern/km² (M. DVORAK in DVORAK et al. 1993). Ganz ähnliche Dichten ergab eine Bestandsaufnahme im Jahr 1994 im Gebiet südlich des Seedammes Illmitz bis zur Staatsgrenze: 14 rufende Männchen auf 14 km² und ein Rufer/km². Die Verteilung der Männchen war hier allerdings unregelmäßig, in zwei dichter besetzten Teilgebieten wurden 2,3 und 1,7 Rufer/km² festgestellt (DVORAK et al. 1997). Im Seewinkel ist die Art in Jahren guten Wasserstandes verbreitet anzutreffen und erreicht hier weit höhere Dichten als am Neusiedler See. Im Hochwasserjahr 1997 wurden bei unvollständiger Erfassung mindestens 35 Reviere gezählt, der tatsächliche Bestand könnte bei rund 50 Revieren gelegen sein (M. DVORAK unveröff. Daten). In Jahren normaler oder niedrigerer Wasserstände bleibt ist Bestand jedoch deutlich kleiner und dürfte in den trockenen Jahren 2001-2003 unter 10 Revieren liegen.

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: An der March bestand zu Beginn des 20. Jahrhunderts und in den 1950er und 1960er Jahren mehrmals Brutverdacht. In den 1990er Jahren wurde ein revierhaltender Vogel in den Jahren 1995-1999 mehrfach im Augebiet zwischen Ringelsdorf und Drösing festgestellt, ein konkreter Brut-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nachweis steht allerdings aus (ZUNA-KRATKY et al. 2000). *Wien*: Nachdem in der Lobau 1998 am 6. Mai bereits ein rufendes Männchen am Kühwörther Wasser festgestellt wurde (SABATHY 2001), gelangen 2000 und 2001 weitere Nachweise am Tischwasser und am Kühwörther Wasser, die einen Brutverdacht durchaus rechtfertigen (E. SABATHY unveröff. Daten).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Abseits des Neusiedler See-Gebiets liegen aus vielen Teilen des Bundesgebiets in allen Bundesländern Beobachtungen der Rohrdommel vor, sie tritt allerdings überall nur vereinzelt und unregelmäßig auf.



4.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Vulnerable, Rote Liste Österreich: VU (vulnerable/gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Eine Beurteilung der langfristigen Bestandsentwicklung im Neusiedler See-Gebiet ist aufgrund des Fehlens von quantitativen Angaben aus früheren Jahren nicht möglich. ZIMMERMANN (1943) stuft die Art als häufigen Brutvogel des Neusiedler Sees und der Lacken im Seewinkel ein. Er stellte in seinen drei Beobachtungsjahren 1940-1942 starke Bestandsschwankungen fest (Rückgang am See, Zunahme im Seewinkel) die er den hohen Wasserständen der Jahre 1941 und 1942 zuschrieb. Zu einer ähnlichen Bestandsverlagerung kam es möglicherweise auch im Jahr 1997 (siehe oben), es liegen allerdings für 1997 keine Zahlen aus dem Schilfgürtel vor, die diese Annahme bestätigen würden. Ein seit drei Jahren (2001-2003) laufendes Monitoringprogramm auf vier Probestrecken im Schilfgürtel ergab im Trockenjahr 2002 einen drastischen Rückgang von 9-10 Revieren auf nur mehr drei (DVORAK & NEMETH 2003). Dies lässt darauf schließen, dass große Teile des Schilfgürtels in sehr trockenen Jahren für die Rohrdommel unbewohnbar werden, allerdings können Umsiedlungen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nicht ausgeschlossen werden, da mit den Probeflächen nur ca. 15 % des gesamten Schilfgürtel abgedeckt werden können.

Gefährdungsursachen: Auf europäischer Ebene werden als Hauptgründe für den Rückgang der Art in Teilen des europäischen Verbreitungsgebiets die Flächenreduktion von geeigneten Feuchtgebieten und die Verminderungen von deren Qualität, intensive Schilfnutzung, Wasserverschmutzung und die Verseuchung mit Pestiziden angeführt (TUCKER & HEATH 1994). Für die Vorkommen in den Staaten der Europäischen Union werden die Degradierung des Lebensraums durch Sukzession und ungünstige Management-Maßnahmen sowie zu starke Wasserentnahmen als hauptsächliche Gefährdungsursachen eingestuft (NEWBERY et al. 2001). Die relative Bedeutung dieser Faktoren für die Population im Neusiedler See-Gebiet ist derzeit nur schwer einzuschätzen. Die Verlandung des Schilfgürtels wird langfristig unweigerlich zu einem flächenmäßigen Verlust an geeignetem Lebensraum führen und ist möglicherweise bereits aktuell ein wesentlicher Faktor, der die Verteilung der Art betrifft, da gänzlich trockengefallene Schilfflächen nicht von der Rohrdommel besiedelt werden. Zur Klärung dieser Frage wären flächendeckende Kartierungen in Jahren unterschiedlichen Wasserstandes sowie eine neuerliche Erhebung des Zustands des Schilfgürtels erforderlich. Schilfschnitt dürfte die Art nicht stärker betreffen so lange zwischen den Schnittflächen in größerer Zahl ungeschnittene Bereiche erhalten bleiben. Eine direkte Bevorzugung von Altschilfflächen, wie sie für andere schilfbewohnende Vogelarten nachgewiesen wurde, ist bei der Rohrdommel nicht wahrscheinlich und in der Literatur auch nicht beschrieben. Die Verteilung und Erreichbarkeit der Nahrung dürfte ebenfalls ein wesentlicher limitierender Faktor für die Besiedlung von bestimmten Bereichen sein, doch liegen auch hiezu keine Daten vor.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Maßnahmen zum Schutz der Rohrdommel am Neusiedler See müssen darauf abzielen, der Verlandung im Schilfgürtel entgegenzuwirken und die Flutung von möglichst großen Teilen des Röhrichts durch ausreichende Wasserstände zu gewährleisten.

4.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2004, i. Dr.) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Rohrdommel weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

4.1.9 Kartierung

Neben der Fortführung des jährlichen Monitorings auf ausgewählten Probeflächen sollten in größeren zeitlichen Abständen (4-6 Jahre) Bestandserfassungen auf der gesamten Fläche des Schilfgürtels durchgeführt werden, um die Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Verteilung der Rohrdommel-Reviere beurteilen zu können. Das Auftreten der Art im übrigen Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

4.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen der Rohrdommel in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert. Erforderlich wären weiters als Basis für zukünftige Management-Maßnahmen Untersuchungen struktureller Habitatfaktoren in den Rohrdommel-Revieren.

4.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BIBBY, C.J. (1981): Wintering Bitterns in Britain. Brit. Birds 74: 1-10.

BIBBY, C.J. & J. LUNN (1982): Conservation of reedbeds and their avifauna in England and Wales. Biol. Conservation 23: 167-186.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 1 Ostriches to Ducks. Oxford University Press. 722 pp.

DAY, J.C.U. (1981): Status of Bitterns in Europe since 1976. Brit. Birds 74: 10-16.

DVORAK, M. & NEMETH, E. (2003): Monitoring von Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) und Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Pp. 62-65 in Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2002. bericht im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BirdLife Österreich, Wien. 75 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

DVORAK, M.; NEMETH, E.; TEBBICH, S.; RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GILBERT, G.; MCGREGOR, P.K. & TYLER, G. (1994): Vocal individuality as a census tool: practical considerations illustrated by a study of two rare species. J. Field Ornith. 65: 335-348.

GILBERT, G.; TYLER, G. & SMITH, K.W. (2002): Local annual survival of booming male Great Bittern *Botaurus stellaris* in Britain, in the period 1990-1999. Ibis 144: 51-61.

KAYSER, Y.; HAFNER, H. & MASSEZ, G. (1998): Dénombrement des mâles chanteurs de butors étoilés *Botaurus stellaris* en Camargue en 1996. Alauda 66: 97-102.

KOSKIMIES, P. & TYLER, G. (1997): *Botaurus stellaris* Bittern. Pp 40-41 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

MALLORD, J.W.; TYLER, G.A:; GILBERT, G. & SMITH, K.W: (2000): The first case of successful double brooding in the Great Bittern *Botaurus stellaris*. Ibis 142: 672-675.

MCGREGOR, P.K. & BYLE, P.A. (1992): Individually distinctive Bittern booms. Bioacoustics 4: 93-109.

NEWBERY, P.; SCHÄFFER, N. & SMITH, K. (2001): European Union Action Plan for Bittern (*Botaurus stellaris*). In: SCHÄFFER, N. & GALLO-ORSI, U. (Hrsg.): European Union action plans for eight priority bird species.Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 36 pp.

POULIN, B. (2003): Programme Life Nature. Restauration et Gestion des habitats du Butor étoilé en France. Site N°2; Ecocomplexe Charnier-Scamandre. Rapport technique intermédiaire d´activité pour l´année 2002. Station Biologique de la Tour de Valat. 18 pp.

POULIN, B. & LEFEBVRE, G. (2003): Optimal sampling of booming Bitterns *Botaurus stellaris*. Orn. Fennica 80: 11-20.

PUGLISI, L.; CIMA, O. & BALDACCINI, N.E. (1997): A study of the seasonal booming activity of the Great Bittern *Botaurus stellaris*; what is the biological significance of the booms? Ibis 139: 638-645

RSPB (2003a): Conservation Science in the RSPB 2002. RSPB, Sandy, 48 pp.

RSPB (2003b): Webpage rspb.org.uk, eingesehen am 8.9.2003.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SABATHY, E. (2001): Verbreitung und Bestand der Brutvögel an den Gewässern in Wien 1995-1999. Egretta 44: 89-138.

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994) Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge. 600 pp.

TYLER, G. (1994): Management of Reedbeds for Bitterns and Opportunities for Reedbed Creation. RSPB Conservation Review 8: 57-62.

TYLER, G.A.; SMITH, K.W. & BURGESS, D.J. (1998): Reedbed management and breeding Bitterns *Botaurus stellaris* in the UK. Biol. Cons. 86: 257-266.

ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 54/1. 272 pp.

ZINK, G. (1958): Vom Zug der Großen Rohrdommel nach den Ringfunden. Vogelwarte 19: 243-247.

4.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. In allen anderen Gebieten ist ihr Auftreten nur unregelmäßig. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Aufgrund des räumlichen Verteilungsmusters der Art ist eine Bewertung des Erhaltungszustandes auf Basis von einzelnen Vorkommen nicht möglich.

4.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

4.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Vegetation	Mehr als 75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	50-75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 50 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	75-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 75 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Vegetationsstruktur	Ungemähte oder nicht abgebrannte Schilfflächen weisen einen mittleren Abstand von weniger als 500 Metern auf	Ungemähte oder nicht abgebrannte Schilfflächen weisen einen mittleren Abstand von 500-1.000 Metern auf	Ungemähte oder nicht abgebrannte Schilfflächen weisen einen mittleren Abstand von mehr als 1.000 Metern auf
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

4.3 Bewertungsanleitung

4.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

4.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens zwei Habitatindikatoren „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“, außer alle Habitatindikatoren sind „A“; Populationsindikator „B“ und 2-3 Habitatindikatoren „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

5 A022 *IXOBRYCHUS MINUTUS*

5.1 Schutzobjektsteckbrief

5.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Zwergdommel

Englisch: Little Bittern, Französisch: Blongios nain, Italienisch: Tarabusino, Spanisch: Avetorillo Común

5.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

Merkmale: Die Zwergdommel ist der mit Abstand kleinste Reiher Europas, daher unverkennbar. Im Flug ist der schnelle, flatternde Flügelschlag sowie das breite, beige (beim Weibchen lehmfarbene) Armdeckenfeld markant. Jungvögel sind mehr einheitlich braun gefleckt, das Armdeckenfeld ist weniger deutlich als bei den Altvögeln ausgeprägt.

5.1.3 Biologie

***Sozialverhalten*:** Zwergdommeln sind während der Brutzeit territorial und verteidigen ein Revier, das auch zur Nahrungssuche genutzt wird (VOISIN 1991). In vielen Gebieten wurde aber auch kolonieartiges Brüten mehrerer Paare mit Nestabständen von weniger als 10 Metern festgestellt (SZLIVKA 1958, GENTZ 1959, BRASCHLER et al. 1961, CEMPULIK 1994).

***Fortpflanzung*:** Erste Vollgelege sind in Mitteleuropa ab Mitte Mai zu finden, die Legephase zieht sich bis Ende Juli hin (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). In Oberschlesien wurden die meisten Erstgelege in der dritten Mai-Dekade und in der ersten Juni-Dekade gefunden, die letzten Zweitgelege wurden Ende Juli begonnen (CEMPULIK 1994). In Ostspanien entfielen rund 80 % aller gefundenen Vollgelege auf die ersten beiden Junidekaden (MARTÍNEZ-ABRAÍN 1994).

Die Gelegegröße beträgt bei der Nominatform am häufigsten 5-6 Eier, seltener vier oder sieben (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). In Oberschlesien wurden bei 63 Erstbruten mittlere Gelegegrößen von 5,8 bzw. 5,9 Eiern festgestellt (CEMPULIK 1994), in Ostspanien ergaben 43 Gelege einen Durchschnitt von 5,5 (MARTÍNEZ-ABRAÍN 1994). Deutlich kleinere Gelege produziert hingegen die afrikanische Unterart *payesii* mit durchschnittlich 3,5 Eiern/Vollgelege (LANGLEY 1983).

Die Brutdauer beträgt 17-20 Tage. Die Jungvögel sind bereits ab einem Alter von 5-6 Tagen imstande das Nest zu verlassen, mit 8-10 Tagen klettern sie gewandt in der Umgebung des Nestes herum. Nach WACKERNAGEL (1950) wird das Nest bereits im Alter von 12-14 Tagen endgültig verlassen. Flugfähig werden die jungen Dommeln rund 30 Tage nach dem Schlupf. Bei Gelegeverlust kommt es regelmäßig zu Ersatzbruten. In der Regel führt die Art anscheinend nur eine Jahresbrut durch, Zweitbruten kommen bisweilen vor (z.B. LANGLEY 1983, BRASCHLER et al. 1961). Das Nest ist ein sperriger Bau in der Form eines Kegels, dessen Spitze nach unten gerichtet ist (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Der Horstdurchmesser lag in der Schweiz zwischen 20 und 30 cm (BRASCHLER et al. 1961), in Oberschlesien im Mittel bei 18,9 und 19,9 cm (CEMPULIK 1994) und in Ostspanien bei durchschnittlich 17,7 cm (MARTÍNEZ-ABRAÍN 1994).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung der Zwergdommel besteht aus kleineren, maximal 6-10 cm langen Fischen, Fröschen, verschiedenen Wasserinsekten und Insektenlarven

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(vorwiegend Wasserwanzen, Wasserkäfer und Libellenlarven); Blutegel und andere Würmer, Schnecken und Muscheln, Kleinsäuger und selbst Eier und Junge anderer Vögel werden ebenfalls, aber viel seltener erbeutet (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, VOISIN 1991). Die Zusammensetzung variiert je nach Gebiet stark: In Ungarn gesammelte Mägen enthielten hauptsächlich verschiedene Wasserinsekten und geringere Anteile an Amphibien (13 % aller Mägen) und nur vereinzelt Fische (CRAMP & SIMMONS 1977). In Ostspanien hingegen enthielten 17 Proben der Nestlingsnahrung 26 Fische (2-9,5 cm), vier Frösche (*Rana perezi*) und drei Wasserkäferlarven (MARTÍNEZ-ABRAÍN 1994). Auch in Südafrika machten Fische in der Nahrung der Jungvögel 71,9 % der Beutetiere aus, gefolgt von Amphibien mit 12,3 % (LANGLEY 1983).

Die Nahrungssuche erfolgt einzeln. In Südafrika wurden die Ränder von Kanälen und Röhrichten bevorzugt aufgesucht. Die Vögel schleichen langsam durch oder über die Vegetation und fangen die Beute mit schnellen Schnabelstößen. Auch die Ansitzjagd wird häufig angewandt, dabei sitzen die Vögel regungslos auf einer Warte und erwarten die Annährung der Beute; ist diese nahe genug, wird sie mit einer plötzlichen Vorwärtsbewegung des Schnabels, unterstützt von den Flügel, gepackt (LANGLEY 1983). Durchgängige, automatisierte Beobachtungen in Südafrika zeigten, das fütternde Altvögel am Nest ausschließlich tagaktiv waren (LANGLEY 1983).

5.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Zwergdommel besiedelt vorzugsweise kleinere und größere Stillgewässer, die einen unter Wasser stehenden Röhrichtgürtel aus Schilf, Rohrkolben und ähnlicher Verlandungsvegetation aufweisen, bisweilen brütet sie auch in mit Bäumen (Weiden, Erlen) durchmischten Bereichen. Die Größe des Lebensraums spielt offensichtlich nur eine untergeordnete Rolle, da die Art nicht nur in weitläufigen Röhrichtflächen, sondern auch in schmalen Schilfstreifen entlang von Altwässern und Kanälen sowie an kleineren Fischteichen und Schottergruben brütet (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, VOISIN 1991). Im Wiener Stadtgebiet hatte das kleinste besiedelte Gewässer eine Ausdehnung von 0,8 ha, der kleinste besiedelte Schilfbestand war gerade 200 m² groß (SABATHY 1998). In Oberschlesien brütete die Art an Teichen mit reinen Rohrkolbenbeständen genauso häufig wie in Schilfröhrichten (CEMPULIK 1994).

Neuere Untersuchungen am Neusiedler See zeigen, dass die Zwergdommel ausnahmslos dieselben Schilfbereiche wie der Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus)* besiedelt, also die höchsten und starkhalmigsten Bestände (DVORAK et al. 1997). Derartige Flächen sind am Neusiedler See in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen, worin möglicherweise ein Grund für die offensichtliche Abnahme der Art liegt.

Das Nest wird vorwiegend in dichte Schilf- oder Rohrkolbenbestände gebaut, nur ausnahmsweise auch in buschartige Bäume und Büsche. Die Neststandorte liegen zumeist im Inneren von starken Schilfhorsten, die von oben her durch umgeknickte Halme gedeckt sein können (BRASCHLER et al. 1961). Von 89 in einem oberschlesischen Teichgebiet (Westpolen) gefundenen Nestern wurden nur drei in Büschen errichtet (CEMPULIK 1994). Die Wassertiefe unter dem Neststandort beträgt generell zwischen null und einem Meter (VOISIN 1991), in Oberschlesien in zwei Untersuchungsgebieten im Mittel 36 und 48 cm; in beiden Gebieten fanden sich einzelne Nester auch in trockenen Röhrichtbeständen (CEMPULIK 1994).

5.1.5 Populationsökologie

***Populationsdynamik*:** Populationsdynamisch wirksame Faktoren wie Bruterfolg, Lebensdauer, Geburtsortstreue und Umsiedlungsverhalten sind für die Zwergdommel nur fragmentarisch bekannt. Zum Bruterfolg liegen bislang nur wenige Angaben vor, die zumeist auf einer kleinen Anzahl von Nestern basieren: In Oberschlesien waren in zwei Untersuchungsgebieten 76 bzw.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

86 % von insgesamt 55 Nestern erfolgreich, mit durchschnittlich 3,8 bzw. 4,3 Jungvögeln pro Nest (CEMPULIK 1994). In der Schweiz ergaben 35 Eier aus sechs Nestern 13 Jungvögel (WACKERNAGEL 1950). In Südafrika schlüpften aus 53 Eiern 33 Jungvögel, von denen immerhin 30 ausflogen (LANGLEY 1983). In Südafrika konnte die Rückkehr und Brut eines Weibchens festgestellt werden, das im Untersuchungsgebiet erbrütet worden war (LANGLEY 1983).

Ausgeprägte jährliche Bestandsschwankungen wurden öfters registriert (z. B. CEMPULIK 1994) und lassen sich auch aus den wenigen österreichischen Bestandsdaten ableiten.

Wanderungen: Die in Europa, West- und Zentralasien brütenden Zwergdommeln sind im Gegensatz zu den anderen Unterarten ausgesprochene Weitstreckenzieher und überwintern vorwiegend im östlichen und südlichen Afrika, seltener in Westafrika (VOISIN 1991). Die Rückkehr ins Brutgebiet beginnt im Verlauf des April und in der ersten Maiwoche (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). In Wien fällt die Ankunft der Brutvögel auf die Monatswende April/Mai (SABATHY 1998). Nach der Brutzeit verstreichen zuerst die Jungvögel, der eigentliche Wegzug der Altvögel beginnt im August und erreicht im September den Höhepunkt. Die Winterquartiere werden ab Anfang Oktober besetzt und bis spätestens Ende April verlassen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977).

5.1.6 Verbreitung und Bestand

***Global*:** Die Zwergdommel besiedelt in fünf Unterarten ein sehr weitläufiges Verbreitungsgebiet in Europa, Afrika, Madagaskar, Westasien, Indien, Australien und Neuseeland. Die Nominatform ist über weite Teile Europas mit Ausnahme von Island, Skandinavien, Estland und Dänemark sowie des nördlichen Russlands und der Britischen Inseln verbreitet, ihr Areal umfasst aber auch Nordafrika, den Nahen und Mittleren Osten, die westlichen Teile Zentralasiens bis Sinkiang sowie den Norden des Indischen Subkontinents östlich bis Assam (HANCOCK & KUSHLAN 1984, VOISIN 1991).

***Europa*:** In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 27 Staaten bekannt. Der Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 37.000-110.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union wurde in der ersten Hälfte der 1990er Jahre auf 4.400- 6.600 Brutpaare geschätzt.

Tabelle: Brutbestand der Zwergdommel in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	150-280	1998-2002
Belgien	2-10	1981-1990
Frankreich	242-300	1995-1997
Deutschland	46-63	1996
Griechenland	600-700	
Italien	1.000-2.000	1988-1997
Niederlande	10-20	1989-1991
Portugal	500-1.000	1989
Spanien	1.900-2.300	

Österreich/Verbreitung: Die Zwergdommel ist in Österreich aufgrund ihrer speziellen Habitatansprüche nur sehr lokal verbreitet, die meisten Einzelvorkommen bestehen aus wenigen Paa-

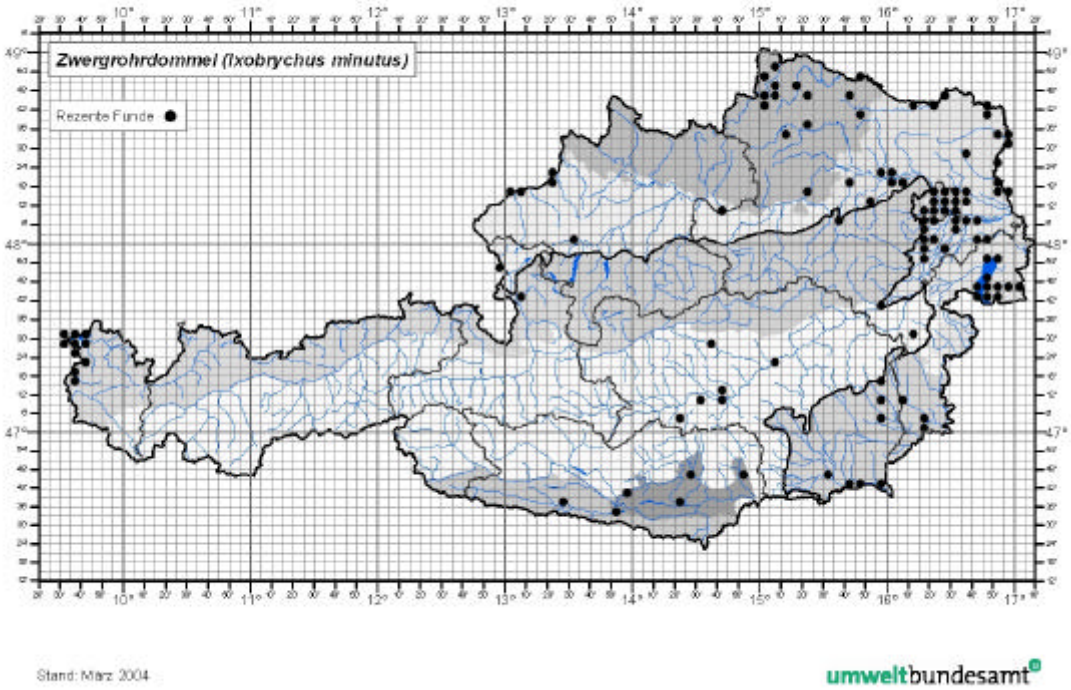
© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ren. Aus Tirol sind keine aktuellen Brutvorkommen bekannt. Die aktuelle Schätzung für den österreichischen Gesamtbestand beläuft sich auf 150-280 Reviere. Aus den weiter unten diskutierten Gründen ist diese Zahl allerdings nur als Mindestangabe zu verstehen.

Österreich/Brutvorkommen: *Wien*: Eine systematische Bestandserhebung in den Jahren 1995-1999 ergab einen Brutbestand von 38-60 Revieren. Der Schwerpunkt des Bestandes liegt in der Lobau und angrenzenden Bereichen mit 18-32 Revieren, die Schotterteiche im Norden Wiens beherbergten 8-9, die Alte Donau 5-7 Reviere. Insgesamt wurden an 37 Gewässern Brutzeitvorkommen festgestellt (SABATHY 1998, 2001). *Niederösterreich*: Die Art ist nur sehr lokal verbreitet, die meisten Brutplätze sind nur von 1-2 Paaren besiedelt. Die Vorkommensschwerpunkte liegen an den Fischteichen des Waldviertels und in den Donauauen des Tullner Feldes (BERG & RANNER 1997), für beide Gebiete fehlen allerdings neuere Bestandszahlen. Im nordwestlichen Waldviertel wurde die Zwergdommel 1981-1983 im Zuge intensiver Bestandsaufnahmen an 12 Teichen zur Brutzeit beobachtet (E. STEINER ABÖ). In den Auwäldern im Tullnerfeld zwischen Tulln und Altenwörth wurde der Bestand zu Beginn der 1990er Jahre auf 5-10 Reviere geschätzt (STRAKA 1995). Weitere Vorkommen existieren an einigen verschilften Schotterteichen im Wiener Becken (1-6 Reviere am Schönauer Teich, G. BIERINGER ABÖ), in den Marchauen (2-5 Reviere, T. ZUNA-KRATKY ABÖ) und in den Donauauen östlich Wiens. Abseits dieser Brutgebiete existieren vereinzelte Vorkommen im Marchfeld und im Weinviertel. Der Gesamtbestand Niederösterreichs wird derzeit auf 25-65 Reviere geschätzt. *Burgenland:* Der Neusiedler See und die angrenzenden Lacken des Seewinkels beherbergen Brutvorkommen unbekannter Größe. Während die Lacken wohl nur in Jahren mit höheren Wasserständen besiedelt sind, ist die Situation im Schilfgürtel des Neusiedler Sees kaum zu beurteilen: Zählungen in Teilbereichen in den frühen 1980er Jahren ergaben Dichten von 2-4 rufenden Männchen/km², bei vergleichbaren Erhebungen 1988 und 1989 konnten in denselben Gebieten jedoch lediglich 1-2 Männchen/km² festgestellt werden (M. DVORAK unveröff.). Eine 1994 durchgeführte intensive Bestandserfassung im Südostteil des Sees ergab auf ca. 14 km² nur neun rufende Männchen (DVORAK et al. 1997). Rechnet man mit einer durchschnittlichen Dichte von 1-1,5 Revieren/km², ist der derzeitige Gesamtbestand des Sees auf 100-150 Reviere zu schätzen. Da eine Erfassung anhand der balzrufenden Männchen aber mit großer Sicherheit zu einer deutlichen Unterschätzung führt (siehe unten), könnte der Brutbestand des Schilfgürtels auch sehr viel höher liegen. Ein sehr gutes Vorkommen liegt im südlichen Burgenland an den Güssinger Teichen, hier wurden 2001 sieben Reviere und 2002 fünf Reviere gezählt (F. SAMWALD ABÖ). Ein weiteres Vorkommen findet sich am Rohrbacher Teich bei Mattersburg (ABÖ). *Steiermark* Zwischen 1998 und 2002 wurden Vorkommen an den Harter Teichen (1-2 Reviere), an der Neudauer Teichen (1-2 Reviere), im Hartberger Gmoos, an den Oberrakitscher Teichen, am Schwabenteich und aus dem Teichgebiet bei Halbenrein gemeldet (ABST). *Kärnten*: Eine aktuelle Bestandserfassung in den Jahren 2000 und 2001 ergab einen Bestand von 7-8 bzw. 12-14 Revieren (RASS 2001, 2002). Brutvorkommen bestehen derzeit am Pressegger See (2-3 Reviere) am Großedlinger Teich, im Sablatnigmoor, am Griffner See, am Ossiacher See sowie möglicherweise in einer Sandgrube bei Pfaffendorf (RASS 2001). *Oberösterreich*: Aktuelle Vorkommen sind nur von den Innstauseen bekannt: Im Jahr 2000 wurden in der Hagenauer Bucht zwei (E. SABATHY unveröff.) und in der Reichersberger Au fünf Reviere erfasst (SCHUSTER 2001). Brutzeitbeobachtungen liegen aus den Donauauen unterhalb von Linz vor. Der Gesamtbestand Oberösterreichs wird derzeit mit 7-10 Revieren beziffert (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Aktuell wird das Vorkommen von 1-2 Brutpaaren gemeldet. *Vorarlberg*: Das Brutvorkommen beschränkt sich seit 1998 auf das Rheindelta, wo der Bestand derzeit bei 6-11 Revieren liegt (KILZER et al. 2002).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Zwergdommel tritt in Österreich regelmäßig am Durchzug auf.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



5.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: endangered (stark gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die wenigen für Österreich verfügbaren Angaben deuten größtenteils auf einen deutlichen Rückgang und damit verbundene Arealverluste hin. Konkrete Zahlen liegen z.B. von den Innstauseen vor, wo 1977 in der Hagenauer Bucht noch 16 Paare brüteten (G. ERLINGER in OHNMACHT 1994). Ähnlich verlief die Entwicklung in der nahegelegenen Reichersberger Au, wo in den 1970er Jahren bis zu 40 Paare gezählt wurden (G. ERLINGER in OHNMACHT 1994). Sehr stark zurückgegangen muss auch der Bestand des Neusiedler Sees sein, wo die Zwergdommel noch in den 1950er Jahren ein „sehr häufiger Brutvogel" war (BAUER et al. 1955) und in den 1960er Jahren bei Rust noch ein kolonieartiges Brutvorkommen mit bis zu 14 Gelegen/2,3 ha festgestellt wurde (KOENIG 1961). Darüber hinaus ist die Art auch an vielen Kleingewässern Niederösterreichs und der Steiermark (DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997) verschwunden. Bei einer Interpretation dieser Daten ist allerdings Vorsicht geboten, da bislang in keinem dieser Gebiete systematische Erfassungen durchgeführt wurden und die Möglichkeit besteht, dass viele Vorkommen bislang unentdeckt geblieben sind.

Gefährdungsursachen: Ökologie und Populationsdynamik der Zwergdommel sind im gesamten Verbreitungsgebiet nur unzureichend bekannt, daher sind kausale Analysen der in Europa registrierten Rückgänge momentan kaum möglich. Der europaweite Rückgang der Art hat offensichtlich fast überall erst in den 1970er Jahren voll eingesetzt und kann nicht nur auf Habitatverluste zurückgeführt werden, da selbst in ausgedehnten Schilfgebieten, die im fraglichen Zeitraum offensichtlich nur wenig verändert wurden, deutliche Rückgänge registriert wurden

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(MARION 1994). Negative Tendenzen wurden vor allem in den 1970er Jahren auch bei anderen europäischen Weitstreckenziehern festgestellt. Allgemein wird heute daher angenommen, dass diese Rückgänge teilweise auf eine erhöhte Mortalität während des Zuges oder im Winterquartier zurückzuführen sind (MARION 1994), wenngleich ein Zusammenhang mit Habitatveränderungen außerhalb Europas bisher erst in ganz wenigen Fällen hergestellt werden konnte.

Lokal wurden und werden Rückgänge hingegen sehr wohl von Habitatveränderungen verursacht oder zumindest mitverursacht. So lässt sich z.B. der Zusammenbruch der Population am Neusiedler See kaum allein durch Veränderungen im Winterquartier erklären sondern ist wahrscheinlich auch durch den Rückgang an starkhalmigen, vitalen Schilfbeständen bedingt. Vor allem kleinere Schilfflächen an bewirtschafteten Fisch- und Schotterteichen sind überdies ständig von Entlandung bedroht. Zu starke Schilfnutzung, also flächendeckende Mahd oder Abbrennen, vernichtet ebenfalls zumindest für eine Brutsaison die Lebensgrundlage der meisten Schilfvögel und damit auch der Zwergdommel. An kleineren Fisch- und Schotterteichen kann sich zusätzlich der Störungsdruck durch Angler und Badegäste negativ auswirken (HÖLZINGER 1987).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Als Grundlage für ein erfolgreiches Schutzprogramm sind detailliertere Informationen über Verbreitung und Bestand der Art erforderlich. Notwendig wäre daher an erster Stelle eine gesamtösterreichische Bestandsaufnahme mit einheitlicher Methodik; für beständig besetzte Vorkommen wären jährliche Bestandskontrollen, aber auch eine regelmäßige Erfassung des Zustandes der Lebensräume durchzuführen. Ein derartiges Programm könnte im Rahmen einer breiter angelegten Untersuchung der verbliebenen Schilfflächen Österreichs durchgeführt werden und somit auch zahlreichen anderen Tier- und Pflanzenarten (nicht nur Vögeln) zugute kommen. Endergebnis einer derartigen Untersuchung müsste ein spezieller Aktionsplan zum Schutz von Röhrichtbeständen und der darin vorkommenden Vogelarten sein.

5.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2004, i. Dr.) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Zwergdommel weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

5.1.9 Kartierung

Als Vogelart, die eine versteckte Lebensweise in dichter Ufervegetation führt, ist die Zwergdommel notorisch schwierig zu kartieren. Systematische Studien über geeignete Erhebungsmethoden existieren bislang nicht. An kleinen, übersichtlichen Gewässern ist eine Kombination aus Sichtbeobachtungen und akustischen Nachweisen (Balz- und Bettelrufe der Jungvögel) erfolgversprechend. Die Balzruf-Aktivität war im Stadtgebiet Wien in den beiden letzten Dekaden des Mai am höchsten (SABATHY 1998). Sichtbeobachtungen gelingen am ehesten im Juni und Juli zur Zeit der Jungenfütterung, zu dieser Zeit fallen auch die Bettelrufe der Jungvögel auf. SABATHY (1998) empfiehlt aufgrund seiner Erfahrungen in Wien die Durchführung von zumindest sechs Kontrollen in den Morgen- und Abendstunden. In großflächigen Schilfbeständen sind Bestandserfassungen anhand von Sichtbeobachtungen hingegen kaum möglich, hier bleibt als einzige Methode eine vorwiegend akustische Erfassung. Wie allerdings bereits mehrere Autoren (SABATHY 1998, CEMPULIK 1994, BOILEAU & BARBIER 1997) feststellten, reicht aber eine nur akustische Kartierung nicht zur vollständigen Erfassung aus; auch der Einsatz einer Klangattrappe ist bei der Zwergdommel nicht zielführend.

5.1.10 Wissenslücken

Systematische, methodisch speziell auf die Zwergdommel ausgerichtete Bestandserhebungen wurden bislang in Österreich nur in Wien (SABATHY 1998) und in Kärnten durchgeführt. In beiden Fällen zeigte sich, dass die tatsächliche Höhe des Brutbestandes vor der systemati-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

schen Erfassung sehr deutlich unterschätzt wurde und das Vorkommen der Art in vielen Bereichen gar nicht bekannt war. Eine österreichweite Erfassung von geeigneten Schilfflächen unter Anwendung der von SABATHY (1998) vorgeschlagenen Methoden wäre demnach dringend erforderlich, um die tatsächliche Bestandssituation der Art zu klären.

5.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

BAUER, K.; LUGITSCH, R. & FREUNDL, H. (1955): Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BERG, H.-M. & RANNER, A: (1997): Vögel (Aves). Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung/Abt. Naturschutz, St. Pölten. 184 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BOILEAU, N. & BARBIER, L. (1997): Étude sur la reproduction et suivi d´une population nicheuse de Blongios nain *Ixobrychus minutus* sur les étangs du Romelaere (Pas-de-Calais, France) en 1996. Alauda 65: 343-350.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

BRASCHLER, K.; LENGWEILER, O.; FELDMANN, G. & EGLI, V. (1961): Zur Fortpflanzungsbiologie der Zwergrohrdommel, *Ixobrychus minutus*. I. Revierverteilung, Horstplatzwahl und Horstbau. Orn. Beob. 58: 59-75.

CAVÉ, A.J. (1981): Purple Heron survival and drought in tropical West Africa. Ardea 71: 217-224.

CEMPULIK, P. (1994): Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Ökologie der Zwergdommel *Ixobrychus minutus* an Fisch- und Industrieteichen Oberschlesiens. Vogelwelt 115: 19-27.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 1 Ostriches to Ducks. Oxford University Press. 722 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

DVORAK, M.; NEMETH, E.; TEBBICH, S.; RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GENTZ, K. (1959): Zur Lebensweise der Zwergrohrdommel. Der Falke 6: 39-47, 81-87.

HANCOCK, J. & KUSHLAN, J. (1984): The Herons Handbook. Croom helm, London & Sydney. 288 pp.

HÖLZINGER, J. (1987) Die Vögel Baden-Württembergs (Avifauna Baden-Württemberg). Band 1. Gefährdung und Schutz. 1.800 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KOENIG, O. (1961): Über Besiedlungsdichte und Nestfeinde in einem Zwergdommel-Brutgebiet. Die Pyramide 9: 23-24.

LANGLEY, C.H. (1983): Biology of the Little Bittern in the Southwestern Cape. Ostrich 54: 83-94.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MARION, L. (1994): Little Bittern *Ixobrychus minutus*. Pp. 90-91 in TUCKER, G.M. & M.F. HEATH: Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge. 600 pp.

MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. (1994): Nota sobre la biologia de *Ixobrychus m. minutus* (L.). durante el periodo de reproduction en Valencia (E, España). Ardeola 41: 169-171.

OHNMACHT, A.M. (1994): Ramsar-Bericht 2. Stauseen am Unteren Inn. Monographien Band 47. Umweltbundesamt, Wien. 117 pp.

RASS, P. (2001): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten, 2000. Carinthia 191/111: 247-258.

RASS, P. (2002): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten 2001. Carinthia 192/112: 287-298.

REICHHOLF-RIEHM, H. & BILLINGER, K. (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn (1968-1998). Vogelkundl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 6/2: 1-22.

SABATHY, E. (1998): Zum Vorkommen der Zwergrohrdommel (*Ixobrychus minutus*) in Wien unter Berücksichtigung methodischer Aspekte der Bestandserfassung. Egretta 41: 67-89.

SABATHY, E. (2001): Verbreitung und Bestand der Brutvögel an den Gewässern in Wien 1995-1999. Egretta 44: 89-138.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHUSTER, A: (2001): Brutvogelkartierung Reichersberger Au (Innstausee Schärding-Neuhaus, Oberösterreich). Unveröff. Bericht im Auftrag des Landes Oberösterreich, LIFE-Projekt B4-3200/98/480. Wien. 216 pp.

STRAKA, U. (1995): Donauauen im Tullnerfeld. Pp 152-159 in M. DVORAK & E. KARNER Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

SZLIVKA, A. (1958): The Little Bittern breeding in a colony. Aquila 65: 339.

VOISIN, Ch. (1991): The Herons of Europe. T & A D Poyser, London. 364 pp.

WACKERNAGEL, H. (1950): Zur Fortpflanzungsbiologie der Zwergrohrdommel, *Ixobrychus m. minutus* (L.). Orn. Beob. 47: 40-56.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Golbal Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 54/1. 272 pp.

5.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Zwergdommel besiedelt auch Gewässer mit sehr kleinflächigen Schilfbeständen. Eine größere zusammenhängende Einzelpopulation ist nur im Schilfgürtel des Neusiedler Sees vorhanden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

5.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Habitatindikatoren	A	B	C
Vegetation	Mehr als 80 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	50-80 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 50 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 80 % der Schilffläche sind von Mai bis August überflutet	50-80 % der Schilffläche sind von Mai bis August überflutet	Weniger als 50 % der Schilffläche sind von Mai bis August überflutet
Vegetationsstruktur	Mehr als 50 % des Schilfbestandes besteht aus hohem, starkhalmigem Altschilf	20-50 % des Schilfbestandes besteht aus hohem, starkhalmigem Altschilf	Weniger als 20 % des Schilfbestandes besteht aus hohem, starkhalmigem Altschilf
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung (Für Kleinvor-kommen von weniger als fünf Brutpaaren/ Revieren)	Im Gebiet werden alljährlich Bruten oder Reviere von mehr als einem Paar nachgewiesen	Im Gebiet wird alljährlich oder nahezu alljährlich (mehr als 75 % der Jahre) mindestens ein Brutpaar oder Revier nachgewiesen	Im Gebiet wird in weniger als 75 % der Jahre eine Brut oder ein besetztes Revier nachgewiesen
Bestandsentwicklung (Für Vorkommen mit fünf oder mehr Brutpaaren/ Revieren)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

5.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

5.3 Bewertungsanleitung

5.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens zwei Habitatindikatoren „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“, außer alle Habitatindikatoren sind „A“; Populationsindikator „B“ und 2-3 Habitatindikatoren „C“

5.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mehr als 50 % der Einzelvorkommen wurden mit „A“ bewertet und maximal 25 % mit „C“

Erhaltungszustand „B“: 50 % oder weniger der Einzelvorkommen wurden mit „A“ bewertet und maximal 50 % mit „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „C“: Mehr als 50 % der Einzelvorkommen wurden mit „C“ bewertet

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

6 A023 *NYCTICORAX NYCTICORAX*

6.1 Schutzobjektsteckbrief

6.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Nachtreiher

Englisch: Night Heron, Französisch: Bihoreau gris, Italienisch: Nitticora, Spanisch: Martinete común

6.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

Merkmale: Kleiner dick- und kurzhalsiger Reiher, im Brutkleid in Mitteleuropa unverwechselbar. Bei Jungvögeln Verwechslungsgefahr mit Rohrdommel, diese ist aber deutlich größer, hat einen mehr goldbraunen Farbton und ist mit schwarzen Stricheln gezeichnet (statt schmutzigweißen beim juv. Nachtreiher).

6.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Nachtreiher brüten in Kolonien, die bisweilen mehrere 100 Paare umfassen können. Artreine Kolonien sind selten, viel häufiger ist die Art mit anderen Reiherarten, Braunen Sichlern oder Zwergscharben vergesellschaftet. In Norditalien sind nur neun Prozent der Kolonien nur vom Nachtreiher besetzt, alle anderen zusammen mit anderen Arten: Am häufigsten sind Seiden- und Rallenreiher, weniger regelmäßig Grau- und Purpurreiher (FASOLA & HAFNER 1997). In den 1990er Jahren brütete der Nachtreiher in den March/Thayaauen im Anschluss an Graureiher-Kolonien (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Die Nahrungssuche erfolgt zumeist einzeln. An den Rastplätzen halten sich Nachtreiher tagsüber in kleinen bis großen Gruppen auf, manchmal auch einzeln (FASOLA & HAFNER 1997).

Fortpflanzung: Vollgelege finden sich in Europa von Ende April bis Ende Juni. Die Gelegegröße beträgt in der Regel 3-5 Eier, die Brutdauer liegt bei 21-22 Tagen, die Nestlingszeit bei 20-25 Tagen, nach 40-50 Tagen sind die Jungvögel flügge. (GALEOTTI 1982, FASOLA & HAFNER 1997, PAREJO et al. 2001). Gewöhnlich unternimmt der Nachtreiher nur eine Jahresbrut, doch scheinen Zweitbruten nicht allzu selten zu sein (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Das Nest ist ein kleiner (Durchmesser etwa 30-40 cm) flacher Bau aus trockenen Zweigen, seltener aus Schilfrohr (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Nachtreihers ist hinsichtlich seiner Nahrung ziemlich unspezialisiert. Im allgemeinen sind Fische, Amphibien und Insekten die hauptsächlichen Beutetiere, vereinzelt werden Kleinsäuger, Schlangen und diverse Würmer erbeutet. Die Anteile der einzelnen Beutetiergruppen entsprechen weitgehend dem lokalen Angebot. Im Folgenden einige Beispiele für die vielen vorliegenden Untersuchungen: In Zentralspanien bestand die Nahrung der Nestlinge zu 93,67 % aus Fischen, nur vereinzelt waren auch Crustaceen, Insektenlarven, Amphibien und Würfelnattern in den Speiballen zu finden (PÉREZ et al. (1991). Auch in der Camargue spielen Fische (78 % des Trockengewichts) die größte Rolle vor Larven von Wasserinsekten (FASOLA & HAFNER 1997). Im Hula-Tal (Israel) setzten sich die Beutetiere zu 81,6 % aus Fischen, zu 6,2 % aus Wasserinsekten und kleinen Mengen an Kleinsäugern und Amphibien zusammen (ASHKENAZI & YOM-TOV 1996). Im Ebrodelta (Nordspanien) machten Fische nur 23,2 % des Beutespektrum aus, hier nehmen Wasserkäfer mit einem Anteil von 69,6 % die erste Position ein (MARTÍNEZ et al. 1992). In Norditalien dominierten in Kolonien, die ihre Nahrung hauptsächlich aus Reisfeldern bezogen hingegen Amphibien mit 60,3 % in

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Jungennahrung, gefolgt von Fischen mit 20,8 % und Crustaceen mit 13,3 %, bezüglich des Trockengewichtes machen allerdings Fische den Hauptanteil (69,4 %) aus (FASOLA et al. 1981). In Kolonien, deren Nahrungsgebiete an Flüssen, Stillgewässern und Lagunen lagen, dominierten jedoch jeweils Fische eindeutig in der Nahrung (FASOLA et al. 1993). Auch in Kroatien fand sich eine relativ ausgeglichene Beutetierzusammensetzung mit (Anzahl der Beutetiere) 37,9 % Amphibien, 36,3 % Fischen und 23,5 % Wasserinsekten (SZLIVKA 1986).

Nachtreiher sind vorwiegend in der Dämmerung und Nachts aktiv, zur Zeit der Jungenaufzucht wird allerdings auch tagsüber der Nahrungssuche nachgegangen (FASOLA 1984, FASOLA & HAFNER 1997). Die am häufigsten angewandten Nahrungssuchtechniken sind die Verfolgungsjagd im seichten Wasser oder die Lauerjagd von einer stationären Position. Der Anteil beider Verhaltensweise hängt von der Beute ab. Bei der Jagd auf kleine stationäre Beute nahm Herumschreiten 32 %, Lauern 57 % und Stochern mit dem Schnabel 11 % der Zeit in Anspruch; bei der Jagd auf Fische entfiel 83 % der Zeit auf Lauern aber nur 11 % auf Herumschreiten (FASOLA 1986).

6.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Nachtreiher besiedelt in der Paläarktis verschiedenartige Feuchtgebietstypen sowohl im Binnenland als auch an den Meeresküsten. Die Art brütet in Kolonien, sehr oft zusammen mit anderen Reiherarten. Typische Brutbiotope sind Auwälder oder busch- und baumbestandene Feuchtgebiete, die manchmal von nur geringer Ausdehnung sind und teilweise auch inmitten der Kulturlandschaft liegen können. Seltener werden auch ausgedehnte baumlose Schilfbestände besiedelt. Die Nester werden in nahe am Wasser stehenden Büschen und Bäumen angelegt, bevorzugt in Erlen (*Alnus*) und Weiden (*Salix* ssp.), im Mittelmeerraum auch in Tamarisken (*Tamarix* ssp.). Die österreichischen Brutplätze fallen alle ins obige Habitatschema mit Ausnahme des Vorkommens am Neusiedler See, wo der Nachtreiher im dichten, baumlosen Schilfgürtel brütet. An der March brütet die Art in überfluteten Weidenbüschen und Weiden-Stangenhölzern an Augewässern und in Schottergruben, in den 1990er Jahren wurden auch Kolonien in älteren Auwaldbeständen auf Eichen, Eschen, Ulmen und Silberweiden bekannt (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Eine 1963 bei Marchegg bestehende Kolonie lag auf etwa drei Meter hohen Weidenbüschen, die im Frühjahr zumindest zeitweise überschwemmt waren (CLORMANN & CLORMANN 1965). Detaillierte Untersuchungen zu den Neststandorten wurden im Jahr 2000 am Unteren Inn in der Reichersberger Au durchgeführt (SCHUSTER 2001): 48 von 49 besetzten Nestern lagen in Weidenbüschen oder kleinen Weidenbäumen, nur eines in einer Pappel. 46 der 49 Nester lagen in 2-9 Metern Höhe über dem Wasserspiegel, nur drei in 10-15 Metern Höhe. Alle Nester waren weitgehend sichtgeschützt und lagen (mit Ausnahme einzelner Baumnester) in überfluteten Bereichen, wo die Wassertiefe in etwa einen halben Meter erreichte. In einer Brutkolonie in Südwestspanien lag die mittlere Nesthöhe ganz ähnlich bei 5,3 Metern (PAREJO et al. 2001), die Nester der Nachtreiher lagen signifikant höher als die der ebenfalls hier brütenden Seiden- und Kuhreiher (PAREJO et al. 1999). Zu ganz ähnlichen Ergebnissen kam eine Studie im Axios-Delta in Nordwestgriechenland, auch hier brüteten Nachtreiher höher als Seidenreiher, die mittlere Nesthöhe lag bei 4,21 Metern über Grund, die höchsten Nester in 6,8 Metern (KAZANTZIDIS et al. 1997).

Als Nahrungsgebiete werden allgemein die Ränder von stehenden oder langsam fließenden natürlichen und künstlichen Gewässer genutzt. Seltener geht die Art auch auf flach überfluteten Flächen und in trockenem Grünland der Nahrungssuche nach (CRAMP & SIMMONS 1977). Günstige Nahrungshabitate in Österreich sind in erster Linie dicht verwachsene Ufer von Altwässern, Teichen und Schottergruben. In Norditalien bevorzugte der Nachtreiher naturnahe Sumpfgebiete und Kanäle deutlich, Reisfelder wurden in etwa entsprechend ihrem Angebot genutzt und Flüsse gemieden (FASOLA 1986). Die Nahrungsgebiete können 10-20 km von den Brutplätzen entfernt liegen (FASOLA & HAFNER 1997). Am unteren Inn lagen die bevorzugten Nahrungsplätze in deutlich mehr als fünf bis 15 Kilometern Entfernung von der Brutko-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

lonie (SCHUSTER 2001) auch für die Marchauen werden Nahrungsgebiete aufgesucht, die mehr als 15 Kilometer vom Brutplatz entfernt liegen (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

6.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Zum Bruterfolg individueller Kolonien existieren mehrere Untersuchungen, langjährige Untersuchungen über mehr als fünf Jahre wurden bislang in West- und Mitteleuropa nur in Südfrankreich und Norditalien durchgeführt. Bezüglich Ortstreue und Mortalität von Jung- und Altvögeln liegen aus Europa keine speziellen Auswertungen vor.

Im Axios-Delta in Nordwestgriechenland flogen bei einer durchschnittlichen Gelegegröße von 3,4 im Mittel 2,48 Jungvögel aus. 11,1 % der gelegten Eier gingen hauptsächlich aufgrund von Prädation verloren, 17,3 % der geschlüpften Jungvögel starben (KAZANTZIDIS et al. 1997). Ganz ähnliche Werte liegen aus der Camargue in Südfrankreich vor, hier lag die durchschnittliche Gelegegröße bei 3,6, pro Nest kamen 2,5 Jungvögel zum Ausfliegen (FASOLA & HAFNER 1997). In Norditalien betrug die mittlere Gelegegröße 3,4, durch höhere Verluste kam es aber zu einem niedrigeren Bruterfolg von 2,0 Jungvögeln pro Nest (FASOLA & HAFNER 1997). In einer Kolonie im Südwesten Spaniens lag die Gelegegröße schließlich im Mittel nur bei 2,6, es schlüpften 2,2 Jungvögel pro Nest und nur 1,83 pro Nest kamen zum Ausfliegen (PAREJO et al. 2001). Auch eine Kolonie im Norden Israels wies eine sehr geringe mittlere Gelegegröße von 2,8 auf, aus 56,6 % der Eier kamen schließlich Jungvögel zum Ausfliegen, dies entspricht 1,6 flügge Junge pro Nest (ASHKENAZI & YOM-TOV 1996). Im Vergleich zu diesen Angaben aus Südeuropa fiel der Bruterfolg in der Kolonie am unteren Inn im Jahr 2001 günstig aus: In 49 Nestern wurden (hochgerechnet) 110 Jungvögel flügge, dies entspricht einem Bruterfolg von 2,23 Jungvögeln pro begonnener Brut (SCHUSTER 2001). Ähnliche Werte erreichte auch eine Kolonie im ostbayrischen Donautal mit 2,28 ausgeflogenen Jungvögeln/Brutpaar (LEIBL 2001).

Wanderungen: Der Nachtreiher ist ein Weitstreckenzieher, das hauptsächliche Überwinterungsgebiet der Brutvögel der Westlichen Paläarktis liegt im tropischen Afrika südlich der Sahara. Ringfunde europäischer Brutvögel liegen vornehmlich aus West- und Zentralafrika vor, eine einzelner Fund aus dem Sudan belegt auch das Vorkommen in Ostafrika (FASOLA & HAFNER 1997). Die meisten Brutvögel Europas treffen ab Mitte März an ihren Brutplätzen ein, Mitte April ist der Bestand weitgehend vollzählig. Im Juli und August kommt es bei den Jungvögel zu einem ausgeprägten Zwischenzug, der die Tiere zum Teil sehr weit von den Brutkolonien wegführt; 800 Kilometer werden aber normalerweise nicht überschritten (FASOLA & HAFNER 1997). Der Herbstzug fällt vorwiegend in den September und den Oktober. In Europa überwinternde Vögel sind selten und weitgehend auf den Mittelmeerraum beschränkt (FASOLA & HAFNER 1997). Fernfunde österreichischer Brutvögel liegen mit einer Ausnahme keine vor: Ein im Juni 1963 in den Marchauen beringter Nachtreiher wurde im April 1967 in Zypern gefunden (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

6.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Nachtreiher ist als Brutvogel in allen Kontinenten mit Ausnahme Australiens verbreitet. Die Nominatform brütet in Europa, Asien und Afrika, die Unterart *hoactli* in Nord- und Süamerika (FASOLA & HAFNER 1997). Andere Quellen trennen auch noch zwei weitere Unterarten, *obscurus* im Süden Chiles und Argentiniens sowie *falklandicus* von den Falkland-Inseln ab (HANCOCK & KUSHLAN 1984). Der Brutbestand in Europa und Nordwestafrika wird aktuell auf 153.000-235.000 Individuen geschätzt (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Europa: In Europa sind derzeit (inklusive der Türkei) regelmäßige Brutvorkommen aus 22 Staaten bekannt. Das mit Abstand wichtigste Brutgebiet liegt im Norden Italiens. Der europäische Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 42.000-59.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 18.500-19.400 Brutpaare, etwas mehr als 60 % davon brüten in Italien.

Tabelle: Brutbestand des Nachtreihers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	60-90	1998-2002
Belgien	42	1996
Frankreich	4.176	1994
Deutschland	13	1996
Griechenland	500-600	1986
Italien	12.000	1997
Niederlande	0-3	1989-1991
Portugal	200-300	1991
Spanien	1.480-2.210	1989-1990

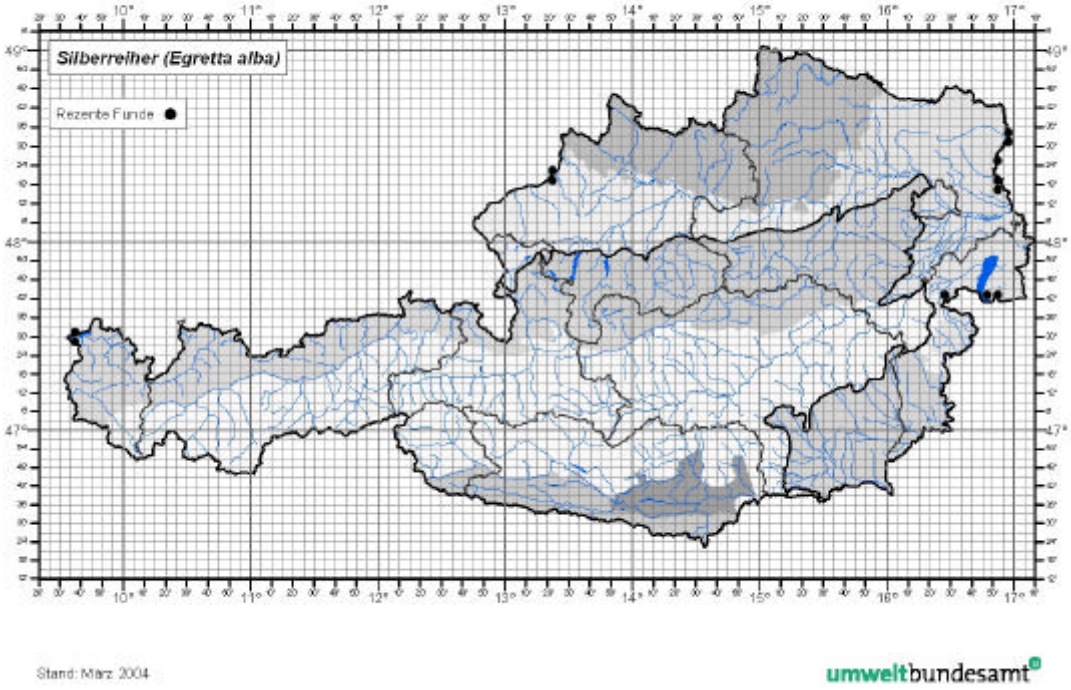
Österreich/Verbreitung: In Österreich sind derzeit nur drei regelmäßig besetzte Brutgebiete bekannt:

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Nachdem ein (neuerliches) Brüten am Neusiedler See (letzte sichere Brut 1933) seit den 1950er Jahren des öfteren aufgrund von regelmäßigen Brutzeitbeobachtungen vermutet wurde (z.B. BAUER et al. 1955, FESTETICS 1970) gelang 1996 im Seewinkel ein Brutnachweis in der Umgebung des Feriendorfes Pannonia. (C.A. MOSER ABÖ). Eine nachträgliche Kontrolle nach der Brutzeit führte zur Auffindung von 25-26 Horsten im fraglichen Gebiet (A. RANNER ABÖ). 1997 war diese Kolonie allerdings wiederum verlassen (A. GRÜLL ABÖ). 1998 wurden im Rahmen eines intensivierten Zählprogramms am Neusiedler See nicht weniger als 41 Horste in der gemischten Schreitvogelkolonie der Grossen Schilfinsel entdeckt. 1999 brüteten wiederum 5-10, 2000 1-10 und 2001 mindestens 11 Paare (NEMETH et al. 2004). Im Jahr 2000 gelang überdies die Entdeckung eines Brutvorkommens mit vier besetzten Nestern am Rohrbacher Teich (Bezirk Mattersburg) (E. SABATHY ABÖ). Auch 2001 und 2002 waren hier zur Brutzeit durchgängig Nachtreiher anwesend, allerdings ohne dass ein neuerlicher Brutnachweis gelang (ABÖ). *Niederösterreich*: In den March-Thayaauen brütet die Art vor allem in feuchten Jahren in kleinen Kolonien von bis zu 25 Paaren (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Die Standorte der Kolonien wechseln häufig, zwischen 1998 und 2001 gelangen Brutnachweise bei Drösing (4 Brutpaare 1998, ZUNA-KRATKY et al. 2000) und Hohenau (2 Brutpaare 2000, J. PRIBITZER ABÖ), Vorkommen an anderen Stellen sind jedoch aufgrund regelmäßiger Brutzeitbeobachtungen sehr wahrscheinlich (ZUNA-KRATKY et al. 2000). *Oberösterreich*: Am Unteren Inn brütet der Nachtreiher in der Reichersberger Au seit 1965 alljährlich. Eine intensive Untersuchung im Jahr 2000 ergab einen Bestand von 49 Brutpaaren (SCHUSTER 2001).

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland*: NIETHAMMER (1938) beschreibt ein 20 Brutpaare umfassendes Brutvorkommen an der Leitha bei Zurndorf. 1970 wurden sieben Paare in einem kleinen Wäldchen östlich von Halbturn entdeckt (FESTETICS 1970), dieser Brutplatz wurde jedoch in späteren Jahren nicht mehr bestätigt. *Vorarlberg*: 1967 gelang ein erster Brutnachweis im Rheindelta, weitere Einzelbruten wurden 1979, 1987 und 1988 bekannt, 1968, 1970 und 1977 hielten sich brutverdächtige Nachtreiher im Rheindelta auf (KILZER & BLUM 1991). Seit 1988 keine Hinweise auf ein Brutvorkommen (KILZER et al. 2002).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Durchzug und Überwinterung: *Oberösterreich*: Abseits des Unteren Inn regelmäßiger Durchzügler im Alpenvorland und im Donauraum (AUBRECHT & BRADER 1997). *Vorarlberg*: Regelmäßiger Durchzügler im Frühjahr (Maximum im Mai) und von Juli bis September mit einem Maximum im August (KILZER & BLUM 1991). Im übrigen Bundesgebiet ebenfalls regelmäßiger Durchzügler außerhalb der Alpen.



6.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: CR (critically endangered/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die langfristige Bestandsentwicklung der Art ist nur für den Unteren Inn gut dokumentiert: Der erste Brutnachweis für fünf Paare in der Reichersberger Au gelang 1964 (ERLINGER 1965). Ab 1968 brüteten alljährlich mehr als 10 Paare, zwischen 1972 und 1981 sogar immer mehr als 50. 1976 erreichte die Kolonie ein Maximum von 96 Brutpaaren. Zu Beginn der 1980er Jahre kam es zu einem Bestandsrückgang, 1982-1990 umfasste die Kolonie höchstens 30 Paare (Im Jahr 1983), 1990 brüteten nur noch 10-12 Paare (G. ERLINGER in OHNMACHT 1994). In den 1990er Jahren bleibt der Bestand auf niedrigem Niveau, 1992-1994 wurden 19-26, 1995-1996 10-15 Paare gezählt (AUBRECHT & BRADER 1997), 1997 wiederum ermutigende 19, 1998 hingegen nur 12 (REICHHOLF-RIEHM & BILLINGER 1998); sehr überraschend kommt daher die neuerliche Zunahme auf 49 Brutpaare im Jahr 2000 (SCHUSTER 2001). An der March ist die Bestandssituation wesentlich schwerer zu überblicken, es kam hier immer wieder zu kurzfristigen Koloniegründungen, Umsiedlungen und dadurch bedingt zu starken Schwankungen (ZUNA-KRATKY et al. 2000). WARNCKE (1961) fand Ende April 1961 an der unteren March eine Kolonie mit etwa 150 Paaren; während FESTETICS (1970) den durchschnittlichen Bestand nach dem zweiten Weltkrieg mit 40 Paaren

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

angibt; 1967 zählte er im Naturschutzgebiet Breitensee rund 30 Horste. Seit 1970 sind alle Ansiedlungen fast durchwegs nur kurzfristiger Natur und bestehen nur aus wenigen Paaren, größere Kolonien wurden aber z.B. 1982 mit 20 Horsten bei Baumgarten und 1996 mit 26 Paaren bei Drösing entdeckt (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

Gefährdungsursachen: Das Gefährdungspotential für die Art kann für die Auwälder allgemein mit Habitatverlusten durch forstliche Maßnahmen und Sukzession sowie mit nachteiligen Änderungen der hydrologischen Verhältnisse durch Regulierungen beschrieben werden. Ein sehr konkretes Gefährdungspotential für die österreichischen Vorkommen des Nachtreihers stellen hingegen menschliche Störungen dar. Nachtreiherkolonien liegen oft an zumindest mit Booten, oft aber auch zu Fuß relativ leicht erreichbaren Stellen. In der Reichersberger Au kam es aufgrund des Bootsverkehrs durch Angler jahrelang zu beträchtlichen Störungen, die als bestandsbedrohend für das Vorkommen eingestuft wurden (z.B. REICHHOLF-RIEHM & BILLINGER 1998). Auch für das einmalige Brutvorkommen im Seewinkel im Jahr 1996 ist eine Aufgabe infolge von Störungen durch einen Fotographen anzunehmen. Gleiches wurde bereits für die 1960er Jahre als Ursache für Kolonie-Aufgaben an der March vermutet (FESTETICS 1970).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Brutkolonien des Nachtreihers müssen im Zeitraum 10. April bis 30. Juni in weitem Umkreis absolut frei von Störungen bleiben (SCHUSTER 2001). Alle Maßnahmen, die zu einer Renaturierung von Auwaldgebieten in weitesten Sinne führen (z.B. Altarmöffnungen, Überströmstrecken, Uferrückbau) erhöhen wahrscheinlich die Lebensraumeignung für den Nachtreiher.

6.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2004, i. Dr.) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Nachtreihers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

6.1.9 Kartierung

In allen drei Gebieten mit Nachtreiher-Brutvorkommen laufen derzeit Erhebungsprogramme, die auch ein ausreichendes Monitoring der Brutbestände dieser Art gewährleisten. An unteren Inn wird der Bestand seit 1965 von G. ERLINGER durchgehend überwacht. Eine Fortsetzung dieser Erfassungen sollte in allen drei Gebieten langfristig gesichert werden.

6.1.10 Wissenslücken

Vor allem für die Kolonie am Unteren Inn liegt langfristiges, detailliertes Material zu Brutbiologie und Koloniedynamik vor. Eine Auswertung dieser Untersuchungen wäre dringend zu empfehlen.

6.1.11 Literatur

ASHKENAZI, S. & YOM-TOV, Y. (1996): Herons and Fish Farming in the Huleh Valley, Isreal: Conflict or Mutual Benefit?. Colonial Waterbirds 19: 143-151.

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BAUER, K.; LUGITSCH, R. & FREUNDL, H. (1955) Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CLORMANN, B. & CLORMANN, L. (1965): Beobachtungen in einer Brutkolonie des Nachtreihers. Natur und Land 51: 65-68.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

DVORAK, M., RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

ERHART, F.C. & KURSTJENS, G. (2000): Black-crowned Night Herons *Nycticorax nycticorax* as a breeding bird in The Netherlands in the twentieth Century. Limosa 73: 41-52 (in holländisch mit englischer Zusammenfassung).

ERLINGER, G. (1965): Purpurreiher und Nachtreiher brüten am Inn. Egretta 8: 8-9.

FASOLA, M. (1984): Activity rhythm and feeding success of nesting Night Herons *Nycticorax nycticorax.* Ardea 72: 217-222.

FASOLA, M. (1986): Resource use of foraging herons in agricultural and non-agricultural habitats in Italy. Colonial Waterbirds 9: 139-148.

FASOLA, M.; GALEOTTI, P.; BOGLIANI, G. & NARDI, P. (1981): Food of Night Heron (*Nycticorax nycticorax)* and Little Egret (*Egretta egretta*) feeding in rice fields. Riv. Ital. Orn. 51: 97-112.

FASOLA, M.; P. ROSA, & CANOVA, L. (1993): Diets of Squacco Herons, Little Egrets, Night, Purple and Grey Herons, in their Italian breeding range. La Terre et la Vie 48: 35-47.

FESTETICS, A. (1970): Die alten und ein neuer Brutplatz des Nachreihers (*Nycticorax nycticorax*) in Österreich. Egretta 13: 36-43.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HAFNER, H. & FASOLA, M. (1997): *Nycticorax nycticorax* Night Heron. BWP Update 1/3: 157-165.

HANCOCK, J. & KUSHLAN, J. (1984): The Herons Handbook. Croom helm, London & Sydney. 288 pp.

KAZANTZIDIS ; S., GOUNTNER; V., PYROVETSI, M. & SINIS, A. (1997): Comparative nest site selection and breeding success in two sympatric ardeids, Black-crowned Night-Heron (*Nycticorax nycticorax*) and Little Egret (*Egretta garzetta*) in the Axios Delta, Macedonia, Greece. Colonial Waterbirds 20: 505-517.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991) Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde & Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Wolfurt und Bregenz. 275pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

SZLIVKA, L. (1986): Data on the food of the Purple (*Ardea purpurea*), Night (*Nycticorax nycticora)* and Squacco (*Ardeola ralloides*), Herons on Lake Ludas. Larus 35-36: 175-182.

LEIBL, F. (2001): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Nachtreihers *Nycticorax nycticorax* in Ostbayern. Vogelwelt 122: 95-99.

MARTÍNEZ, C.; RUIZ, X. & JOVER, L. (1992): Alimentacion de los pollos de Martinete (*Nycticorax nycticorax*) en el delta del Ebro. Ardeola 39: 25-34.

NIETHAMMER, G. (1938): Welche Brutvögel Oesterreichs sind neu für Deutschland?. Orn. Mber. 46: 101-107.

NEMETH, E.; GRUBBAUER, P.; RÖSSLER, M. & SCHUSTER, A: (2004, im Druck): Ökologie der Reiher und Löffler des Neusiedler See-Gebietes. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Bruterfolg, Populationsentwicklung und Schutz der in Kolonien brütenden Schreitvögel. Erscheint in BFB-Berichte.

OHNMACHT, A.M. (1994): Ramsar-Bericht 2. Stauseen am Unteren Inn. Monographien Band 47. Umweltbundesamt, Wien. 117 pp.

PAREJO, D.; SÁNCHEZ, J.M. & AVILÉS, J.M. (1999): Factors affecting nest height of three heron species in heronries in the south-west of Spain. Ardeola 46: 227-230.

PAREJO, D.; SÁNCHEZ, J.M. & AVILÉS, J.M. (2001): Breeding biology of the Night Heron *Nycticorax nycticorax* in the south-west of Spain. Ardeola 48: 19-25.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

PEREZ, J.J.; DE LOPE, F.; TUREGANO, B. & DE LA CRUZ, CH. (1991): La alimentacion de los pollos de Martinete (*Nycticorax nycticorax*) en Extremadura. Ardeola 38: 277-287.

REICHHOLF-RIEHM, H. & BILLINGER, K. (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn (1968-1998). Vogelkundl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 6/2: 1-22.

SCHUSTER, A: (2001): Brutvogelkartierung Reichersberger Au (Innstausee Schärding-Neuhaus, Oberösterreich). Unveröff. Bericht im Auftrag des Landes Oberösterreich, LIFE-Projekt B4-3200/98/480. Wien. 216 pp.

WARNCKE, K. (1962) Beitrag zur Avifauna der March- und unteren Donauauen. Anz. orn. Ges. Bayern 6: 234-268.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Global Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 54/1. 272 pp.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

6.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Vom Nachtreiher finden sich in Österreich drei geographisch voneinander getrennte Vorkommen. Die ökologische Situation dieser drei Vorkommen ist sehr unterschiedlich, daher können auch keine einheitlichen Indikatoren angegeben werden. In allen drei Fällen sind die Einzelvorkommen mit der Gebietsebene identisch. Die Angabe von Habitatindikatoren ist für den Nachtreiher aufgrund der wenig spezifischen Habitatwahl nicht möglich und auch nicht erforderlich, da für alle drei Vorkommensgebiete auf regelmäßiger Basis Bestandszahlen erhoben werden.

6.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

6.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung (Für den Neusiedler See und die March/Thayaauen)	Im Gebiet werden in der Mehrzahl der Jahre Bruten von mehr als 10 Paaren nachgewiesen	Im Gebiet werden (beinahe) alljährlich Bruten nachgewiesen	Im Gebiet werden nicht alljährlich Bruten nachgewiesen
Bestandsentwicklung (Für den Unteren Inn)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um 21-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

6.3 Bewertungsanleitung

6.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

6.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

7 A024 *ARDEOLA RALLOIDES*

7.1 Schutzobjektsteckbrief

7.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rallenreiher

Englisch: Squacco Heron, Französisch: Crabier chevelu, Italienisch: Sgarza ciuffetto, Spanisch: Garcilla cangrejera

7.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

Merkmale: Kleiner unscheinbarer, beigebrauner Reiher. Im Flug sind die reinweißen Flügel sehr auffällig. Im Prachtkleid Kopf und Hals ungestreift semmelbraun, Oberseite ockerbraun, Bauch weiß. Nackenfedern verlängert. Schnabel bläulich mit schwarzer Spitze, Beine rötlich. Im Schlicht- und Jugendkleid Halsseiten und Kopf deutlich gestrichelt, Schnabel und Beine hellgrün, Nackenfedern kürzer.

7.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Wie viele andere Reiherarten brütet der Rallenreiher in Kolonien und oft gemischt mit anderen Arten, so z.B. in der Camargue regelmäßig mit Seiden-, Nacht- und Kuhreiher (HAFNER et al. 2001). Die Nestabstände liegen zumeist bei 5-10 Metern, können aber in großen, dicht besiedelten Kolonien bis auf einen halben Meter schrumpfen. Rallenreiher gehen eine monogame Saisonehe ein, die Paarbildung findet nach der Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten statt. Außerhalb der Brutzeit tritt die Art auch an Rastplätzen in Gruppen auf (HAFNER & DIDNER 1997).

Fortpflanzung: Erste Vollgelege sind in Westeuropa Ende April zu finden, die Hauptlegephase fällt in der Camargue auf Ende Mai/Anfang Juni und die spätesten Gelege werden noch Ende Juli registriert ((HAFNER & DIDNER 1997). In Nordostspanien ist die Brutzeit noch etwas länger, hier startet die Legephase bereits Anfang April und endet erst Mitte August (PROSPER & HAFNER 1996). Die Gelegegröße liegt zumeist bei 4-6 Eiern (HAFNER & DIDNER 1997). In der Camargue (Südfrankreich) lag die durchschnittliche Gelegegröße in den Jahren 1970-1986 zwischen 4,4 und 4,8, zwischen 1992 und 1998 hingegen bei nur 4,0-4,1 (HAFNER et al. 2001). Die Brutdauer liegt bei 22-24 Tagen (STERBETZ 1960/61), die Jungvögel sind mit ca. 45 Tagen flügge. Rallenreiher führen nur eine Jahresbrut durch, Ersatzgelege sind nicht bekannt. Das Nest ist eine kleine, 17-27 cm lange Plattform aus kleinen Ästen oder Schilfhalmen (HAFNER & DIDNER 1997).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Rallenreihers setzt sich vorwiegend aus kleinen Fischen (maximale Länge 10-12 cm), Amphibien und Insekten zusammen, die Zusammensetzung und relative Bedeutung dieser drei Hauptbestandteile unterscheidet sich je nach Brutgebiet. In Norditalien bestand die Nestlingsnahrung (Trockengewicht) zu 75 % aus Fischen, zu 13 % aus Insekten und zu 11 % aus Amphibien (FASOLA et al. 1993). In der Camargue (ebenfalls Trockengewicht) dominierten hingegen Amphibien (53,2 %), größere Anteile entfielen auch auf Wasserkäfer-Larven (14,6 %) und Heuschrecken (20,9 %); Fische machten nur 2 % der Nestlingsnahrung aus (HAFNER & DIDNER 1997). Mägen aus einer Kolonie an der Theiß (Ungarn) enthielten (in Stück) 42,7 % Wasserinsekten, 21,7 % Fische, 17,8 % Amphibien und 14,3 % Crustaceen; eine Sonderstellung nehmen hier Vögel ein, die in Reisfeldern jagten, ihre Mägen enthielten zu 95,2 % Wasserinsekten (STERBETZ 1960/61). In Kroatien

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

bestand die Nahrung von Jungvögeln (Stückzahlen) zu 47,2 % aus Insekten, zu 36,2 % aus Fischen und zu 15,5 % aus Amphibien (SZLIVKA 1986).

Die Nahrungssuche erfolgt einzeln oder in kleinen Gruppen, die sich auf eine größere Fläche verteilen. Gegenüber Artgenossen wird ein kleines Nahrungsterritorium verteidigt. Die Nahrungssuche erfolgt untertags, dauert aber bis nach Sonnenuntergang an (HAFNER & DIDNER 1997).

7.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Rallenreiher brütet in Feuchtgebieten der Niederungen und besiedelt hier Überschwemmungsflächen in Flusstälern, Mündungen größerer Flüsse, Lagunen an den Meeresküsten und kleinere und größere Feuchtgebiete im Binnenland. Seine Brutkolonien liegen in großen Büschen oder niedrigen Bäumen, sind diese nicht vorhanden, werden auch Röhrichte besiedelt (HAFNER & DIDNER 1997).

Die Brutplätze liegen in dichten Buschformationen, buschartigen Baumbeständen (sehr oft Weidenarten *Salix* sp.) oder im Röhricht, ihre Höhe über Grund oder über der Wasserlinie variiert zwischen 1,5 und 20 Metern (HAFNER & DIDNER 1997). Im Reservat Sasér an der ungarischen Theiß brütete der Rallenreiher ausschließlich in 10-20 Meter hohen Weiden (STERBETZ 1960/61).

Zur Nahrungssuche wird stehendes Süßwasser bevorzugt, vor allem kleinere Teiche, andere freie Wasserflächen und Kanäle, deren Ufer dicht mit Verlandungsvegetation bewachsen sind. Oft nutzen die Vögel Bereiche, die mit niederwüchsigen Bäumen und Büschen bewachsen sind. Manchmal sind nahrungssuchende Rallenreiher auch auf offeneren Flächen wie Reisfeldern oder überschwemmten Flächen anzutreffen, in der Regel bevorzugen sie aber Stellen, die gute Deckung bieten (HAFNER & DIDNER 1997).

Der Rallenreiher fliegt zur Nahrungssuche weniger weit als andere im selben Lebensraum brütende Reiherarten; während der Bebrütungsphase und der Jungenaufzucht entfernen sich die Brutvögel der Camargue selten weiter als fünf Kilometer von der Brutkolonie (HAFNER & DIDNER 1997).

7.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Populationsdynamisch relevante Faktoren wie Bruterfolg, Lebensdauer, Geburtsortstreue und Umsiedlungsverhalten sind bislang für den Rallenreiher noch kaum analysiert worden. Zum Bruterfolg liegen Daten aus der Camargue (Südfrankreich) vor: In den Jahren 1970-1972 lag der Bruterfolg mit einem Anteil von 79,2 % an gelegten Eiern, aus denen flügge Jungvögel hervorgehen, im Vergleich zu anderen Reiherarten sehr hoch (HAFNER 1978).

Wanderungen: Der Rallenreiher ist mehrheitlich ein Weitstreckenzieher, Brutvögel der Westpaläarktis überwintern im nördlichen tropischen Afrika. Wenige Individuen überwintern ausnahmsweise in Südeuropa, kleinere Trupps verbringen den Winter auch in Nordafrika und im Nahen Osten. Die Ankunft der ersten Brutvögel fällt in westeuropäischen Kolonien auf Ende April. Die Dispersionsphase der Jungvögel beginnt knapp nach dem Flüggewerden im Juli, die Altvögel verlassen die Kolonien von August bis Anfang September. Die Südgrenze des afrikanischen Überwinterungsgebiets ist nicht bekannt. Die wenigen vorliegenden Ringfunde europäischer Vögel stammen alle aus Westafrika (Guinea, Sierra Leone und Nigeria). Im Frühjahr werden regelmäßig Vögel weit nördlich ihres Brutgebiets beobachtet, diese sogenannte Zugprolongation zeichnet zum Großteil sicherlich auch für die Frühjahrs-Nachweise aus Österreich und dem übrigen Mitteleuropa verantwortlich (HAFNER & DIDNER 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

7.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Rallenreiher ist lokaler Brutvogel in Süd- und Osteuropa sowie in Nordwestafrika, im Nahen und Mittleren Osten östlich bis Kasachstan, Tadschikistan und den Iran. In Afrika ist die Art überdies Brutvogel in Teilen West-, Ost- und Südafrikas.

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 15 Staaten bekannt geworden. Der Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 14.000-24.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in der ersten Hälfte der 1990er Jahre auf 1.600-1.800 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Rallenreihers in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000) und (**) HAFNER & DIDNER (1997).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Frankreich	127*	1994
Griechenland	200-377*	1985-1986
Italien	500-600 **	1995
Portugal	1-5 **	1990
Spanien	822 **	1990

Österreich/Brutvorkommen: Aus Österreich sind bis 2003 keine Brutvorkommen des Rallenreihers bekannt geworden.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Rallenreiher ist in Österreich in Einzelexemplaren als Durchzügler anzutreffen. Der Großteil der Nachweise fällt auf die Monate Mai-August und betrifft entweder Vögel, die am Heimzug über ihre Brutgebiete „hinausschießen“ und dann manchmal eine Übersommerung anschließen oder Jungvögel, die der Zwischenzug nach Österreich führt. Am regelmäßigsten tritt er im Neusiedler See-Gebiet auf, wo die Art jedes Jahr in kleiner Zahl zu beobachten ist. Die Nachweise in allen übrigen Landesteilen Österreichs sind weitaus spärlicher, die Art erscheint überall nur unregelmäßig, wurde aber in allen Bundesländern nachgewiesen.

7.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Aufgrund des in den meisten Teilen Österreichs nur unregelmäßigen Auftretens der Art sind keine Angaben zur Bestandsentwicklung möglich.

Gefährdungsursachen: Da der Rallenreiher in Österreich mit Ausnahme des Neusiedler See-Gebiets überall nur unregelmäßig auftritt, können keine konkreten Gefährdungsfaktoren mit dem Vorkommen der Art in Verbindung gebracht werden.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Diejenigen Gebietsteile des Neusiedler See-Gebiets, die vom Rallenreiher regelmäßig aufgesucht werden, sind durch Schutzmaßnahmen für andere Arten abgedeckt. Spezielle Maßnahmen für den Rallenreiher sind nicht erforderlich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

7.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich nur in wenigen Exemplaren auftritt, besteht aus internationaler Sicht keine Verantwortlichkeit für deren Erhaltung.

7.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

7.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen des Rallenreihers in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

7.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

BAUER, K.; LUGITSCH, R. & FREUNDL, H. (1955): Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FASOLA, M.; ROSA, P. & CANOVA, L. (1993): Diets of Squacco Herons, Little Egrets, Night, Purple and Grey Herons, in their Italian breeding range. La Terre et la Vie 48: 35-47.

FASOLA, M.; HAFNER, H.; PROSPER, P.; VAN DER KOOIJ, H., & SHOGOLEV I.V. (2000): Population changes in European Herons: relationships with African climate? Ostrich 71: 52-55.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HAFNER, H. (1978): Le succès de reproduction de quatre espèces d´Ardeidés *Egretta g. garzetta* L, *Ardeola r. ralloides* Scop, *Ardeola i. ibis* L., *Nycticorax n. nycticorax* L. en Camargue. Terre et Vie 32: 279-289.

HAFNER, H. & DIDNER, E. (1997): *Ardeola ralloides* Squacco Heron. BWP Update 1: 166-174.

HAFNER, H.; BENNETTS, R.E:, & KAYSER,Y. (2001): Changes in clutch size, brood size and numbers of nesting Squacco Herons *Ardeola ralloides* over a 32-year period in the Camargue, southern France. Ibis 143: 11-16.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

PROSPER, J. & HAFNER, H. (1996): Breeding aspects of the colonial Ardeidae in the Albufera de Valencia, Spain: Poulation changes, phenology and reproductive success of the three most abundant species. Colonial Waterbirds 19: 98-107.

REICHHOLF-RIEHM, H. & BILLINGER, K. (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn (1968-1998). Vogelkundl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 6/2: 1-22.

STERBETZ, I. (1960/1961): Az Üstökösgém a Saséri rezervátumban [The Squacco Heron in the „Sasér“ Bird-Sanctuary]. Aquila 67-68: 39-70 (ungarisch mit englischer Zusammenfassung).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SZLIVKA, L. (1986): Data on the food of the Purple (*Ardea purpurea*), Night (*Nycticorax nycticora)* and Squacco (*Ardeola ralloides*), Herons on Lake Ludas. Larus 35-36: 175-182.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Golbal Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 54/1. 272 pp.

7.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist in Österreich ein seltener Durchzügler und tritt überall nur in sehr geringer Zahl und fast immer unregelmäßig auf. Alljährlich wird der Rallenreiher nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) beobachtet. Der Indikator für den günstigen Erhaltungszustand nimmt daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug.

7.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

7.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Zahlenmäßiges Auftreten	Die Art tritt alljährlich in über fünf Exemplaren auf	Die Art tritt alljährlich 2-5 Exemplaren auf	Die Art tritt nicht alljährlich auf

7.3 Bewertungsanleitung

7.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

7.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

8 A026 *EGRETTA GARZETTA*

8.1 Schutzobjektsteckbrief

8.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Seidenreiher

Englisch: Little Egret, Französisch: Aigrette garzette, Italienisch: Garzetta, Spanisch: Garceta común

8.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

Merkmale: Mittelgroßer, sehr schlanker und eleganter weißer Reiher. Unterscheidet sich durch die gelben Zehen im Kontrast zu den schwarzen Beinen von allen anderen europäischen Reiher. Der Schnabel ist schwarz, der Zügel blaugrau und zur Brutzeit oft mehr rötlich. In der Paarungszeit hat der Seidenreiher im Nacken zwei verlängerte Schmuckfedern.

8.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Der Seidenreiher brütet in Kolonien, oft vergesellschaftet mit anderen Reiherarten. Seidenreiher gehen eine monogame Saisonehe ein, die noch unverpaarten Männchen besetzen zu Beginn der Koloniebesiedlung ein Balzterritorium und locken dann Weibchen an. Um das Nest wird ein 3-4 Meter weiter Umkreis als Nestrevier heftig gegen andere Reiher verteidigt. An den Rastplätzen ist die Art gesellig (HAFNER et al. 2002).

Fortpflanzung: Erste Vollgelege sind in Norditalien und Südfrankreich ab Mitte April zu finden, auf der Balkanhalbinsel erst ab Mitte Mai. Die Gelegegröße liegt zwischen zwei und sieben Eiern, am häufigsten finden sich Gelege mit 4-6 Eiern (HAFNER et al. 2002). Die mittlere Gelegegröße ist in verschiedenen Gebieten sehr ähnlich: In Nordostspanien lag sie 1988-1990 zwischen 4,3 und 4,6 (PROSPER & HAFNER 1996), in der Camargue (Südfrankreich) im selben Zeitraum bei 4,1, 1970 nur unwesentlich höher bei 4,3 (HAFNER et al. 2002), in Norditalien bei 4,5 (FASOLA 1998) und in Nordwestgriechenland bei 4,3 (KAZANTZIDIS et al. 1996). In der Camargue wurden allerdings bei langjährigen Untersuchungen seit 1970 jährliche Schwankungen der durchschnittlichen Gelegegröße von 3,45 bis 4,71 festgestellt (BENNETTS et al. 2000). Die Brutdauer beträgt 21-22 Tage, die Nestlingszeit 40-45 Tage. Seidenreiher führen nur eine Jahresbrut durch, nach Brutverlusten wird ein Ersatzgelege produziert. Das Nest ist eine kleine, im Durchmesser 30-35 große Plattform aus kleinen Ästen oder Schilfhalmen (HAFNER et al. 2002).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Seidenreihers setzt sich vorwiegend aus kleinen Fischen, kleinen Amphibien und Insekten aller Art zusammen, daneben werden auch Reptilien, Kleinsäuger, Crustaceen, Würmer und Schnecken erbeutet. Die Zusammensetzung und relative Bedeutung der einzelnen Nahrungstypen unterscheiden sich je nach Angebot und Lokalität; die am besten erreichbaren, profitabelsten und häufigsten Nahrungstiere werden bevorzugt genutzt (HAFNER et al. 2002).

In der Camargue setzte sich die Nestlingsnahrung in den Jahren 1988-1990 (Prozentanteil Anzahl/Trockengewicht) aus Insekten (31,2/43,1), Fischen (62,5/24) und Amphibien (6,3/32,9) zusammen (KAZANTZIDIS et al. 1997). In Nordwestgriechenland ergaben sich ganz ähnliche Anteile mit 42,6/17,9 % Evertebraten, 38,2/51,8 % Fischen und 19,2/28,3 % Amphibien (KAZANTZIDIS et al. 1997). In Norditalien variierte die Nahrung in Abhängigkeit vom genutzten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrungshabitat: In Reisfeldern dominierten Amphibien (80 %) vor Fischen (14 %) und Insekten (6 %); in Flüssen wurden fast ausschließlich Fische erbeutet; in Lagunen bestand die Nahrung zu 60 % aus Fischen und zu 40 % aus Crustaceen (FASOLA et al. 1993). Seidenreiher erbeuten fast ausschließlich kleine Beute mit einer Länge von weniger als 15 cm (HAFNER et al. 2002), in Norditalien wurden zu gleichen Anteilen Fische mit einer Größe von weniger als 7,5 cm und solche mit einer Länge zwischen 7,5 und 12,5 cm gefangen (FASOLA 1986).

Die Nahrungssuche erfolgt normalerweise einzeln, an Stellen mit überdurchschnittlichen Beutedichten kann es aber auch zu Ansammlungen kommen (HAFNER et al. 2002). Seidenreiher jagen zumeist langsam watend, häufig wird das Wasser mit einem Fuß aufgewirbelt, um potentielle Beute aufzuschrecken. Jagd vom Ansitz ist selten. Beobachtungen in Norditalien ergaben für diese drei Techniken Anteile von 62, 32 und 6 % (FASOLA 1986).

8.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Seidenreiher brütet an seichten Seen, Teichgebieten, langsam fließenden Flüssen, an küstennahen Brack- und Salzwasserlagunen sowie in Salinen. Er brütet in Kolonien, oft mit anderen Reiherarten vergesellschaftet. Seidenreiher sind öfter als andere Reiherarten in der Nähe von Salzwasser zu finden, wo sie zumeist in artreinen Kolonien nisten (HAFNER et al. 2002, HAFNER & FASOLA 1992). Die Nester werden in niederen Bäumen, großen Büschen (oft Weiden *Salix* sp., Tamarisken *Tamarix* sp. oder Erlen *Alnus* sp.), hohen Bäumen (zumeist entlang von Flussläufen) und bisweilen in Schilfbeständen oder anderer hoher Verlandungsvegetation angelegt; bisweilen brütet die Art auf Inseln auch am Boden, auf Felsen oder Steilabbrüchen (HAFNER et al. 2002). In gemischten Kolonien nisten Seidenreiher tiefer als die anderen Arten, so lag die mittlere Nesthöhe über Grund im Axios-Delta (Nordwestgriechenland) bei 3,54 Meter, für den Nachtreiher hingegen bei 4,21 Metern (KAZANTZIDIS et al. 1997). Ähnlich die Verhältnisse in einer Kolonie im Südwesten Spaniens, hier lag die mittlere Nesthöhe beim Seidenreiher bei neun Metern, beim Nachtreiher bei 11,8 Metern (PAREJO et al. 1999). In Nordwestitalien, dem Verbreitungszentrum der Art in Europa, brütet der Seidenreiher gewöhnlich in kleinen Wäldchen aus Weiden und Erlen, die von anstehendem Wasser umgeben sind. (FASOLA & ALIERI 1992a). Die Höhe der Nester kann je nach Standort zwischen zwei und 30 Metern liegen, die Mittelwerte schwanken zwischen 2-4 Metern für Kolonien in Weidenbüschen und 16,8 Metern für Kolonien in hohen Erlenwäldchen (FASOLA & ALIERI 1992b). Brutkolonien in Schilfbeständen sind im Küstenland Spaniens und im französischen Languedoc regelmäßig zu finden (HAFNER et al. 2002).

Zur Nahrungssuche benötigt der Seidenreiher Gewässer mit geringen Wassertiefen; permanente werden ebenso wie temporäre Gewässer genutzt, gleichfalls solche mit wechselnden Wasserständen. Bevorzugt werden offene, mit Ausnahme von Einzelbäumen und -büschen mit wenig höherer Vegetation bewachsene Gebiete; im Mittelmeergebiet nutzt der Seidenreiher sehr oft Reisfelder und Salinen (HAFNER et al. 2002). In Norditalien wurden Reisfelder und Flüsse in etwa entsprechend der zur Verfügung stehenden Fläche genutzt, natürliches Sumpfland und Kanäle wurden hingegen eher gemieden (FASOLA 1986). In Nordwestgriechenland werden Reisfelder und Salzmarschen zur Brutzeit entsprechend dem Angebot, Süßwassersümpfe hingegen bevorzugt genutzt (KAZANTZIDIS & GOUTNER 1996).

8.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Verschiedene populationsdynamisch relevante Faktoren sind für den Seidenreiher gut untersucht. Im Axios-Delta in Nordostgriechenland überlebten 1988-1990 im Schnitt 2,5 Jungvögel pro erfolgreichem Nest bis zum Ausfliegen (KAZANTZIDIS et al. 1997), in Spanien lag die Jungenzahl pro erfolgreichem Nest aber zwischen drei und 3,8 (PROSPER & HAFNER 1996). In der Camargue schwankte die Zahl der pro Nest ausfliegenden Jungvögel von 1975-1998 (bei insgesamt 4.806 Nestern) jährlich zwischen 2,42 und 3,35; der Prozentsatz erfolgreicher Nester (zumindest ein Junges flog aus) lag bei 0,78-0,96 (BENNETTS et al.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

2000). Alle in der Camargue langjährig gemessenen brutbiologischen Parameter zeigten in den letzten Jahren eine rückläufige Entwicklung, dies korreliert mit einer starken Bestandszunahme des Seidenreihers und anderer Arten, besonders des Kuhreihers. Es ist daher anzunehmen, dass in der Camargue Dichte-abhängige Faktoren den Bruterfolg negativ beeinflusst haben (BENNETTS et al. 2000). Allerdings wirken sich in der Camargue die Überlebensraten von Alt- und Jungvögel wesentlich stärker auf die Bestandsentwicklung aus als der Bruterfolg. Die Überlebensrate adulter Vögel lag konstant bei 71,4 %, während diejenige der Jungvögel zwischen 6,5 und 55,2 % schwankte (HAFNER et al. 1998). Strenge Winter mit ausgedehnten Frostperioden können katastrophale Auswirkungen auf im Gebiet verbleibende Seidenreiher haben; so lag die Mortalität im Winter 1984/1985 bei 92 % der Individuen (HAFNER et al. 2002). Zwischen den einzelnen Populationen im westlichen Mittelmeergebiet kommt es über weite Distanzen zum Austausch, daher können Verluste in einem Gebiet auch rasch wieder durch Zuzug aus anderen Bereichen ausgeglichen werden. Eine Serie milder Winter im westlichen Mittelmeergebiet (reduzierte Wintersterblichkeit) in Kombination mit verbesserten Schutzmaßnahmen haben im Verlauf der 1990er Jahre unzweifelhaft den starken Bestandszuwachs und die Arealexpansion ermöglicht (HAFNER et al. 2002). Seidenreiherkolonien können in der Camargue bis zu 1.060 Nester umfassen, es wurden hier bis zu 85 Nester in einem einzigen Baum (einer Pinie) gezählt (HAFNER et al. 2002).

Wanderungen: Seidenreiher sind mehrheitlich Zugvögel, im westlichen Mittelmeerraum ist jedoch in den letzten drei Jahrzehnten eine Tendenz zu verstärkter Überwinterung zu verzeichnen. Französische Vögel, welche die Brutgebiete verlassen, überwintern an den Küsten des südlichen Mittelmeerraumes (v.a. Ostküste Spaniens, Tunesien, Marokko) oder überfliegen die Sahara, um in der nördlichen Sahelzone und auch noch weiter südlich zu überwintern. Weiter östlich brütende Seidenreiher wandern ebenfalls ins Mittelmeergebiet und ins tropische Afrika, wo die Art z.B. häufig im Sudan überwintert. Andere gut besetzte Überwinterungsgebiete liegen im Mittleren Osten, speziell in den Feuchtgebieten des Irak sowie rund um den Persischen Golf (HAFNER et al. 2002). Die Ankunft der ersten Brutvögel fällt in Ungarn auf Anfang April, in Südfrankreich teils deutlich früher (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM (1966). Wie beim Ralleneiher kommt es im Frühjahr häufig zu Zugprolongation, die einzelne Seidenreiher an nördlich ihrer Brutgebiete liegende Plätze bringt (HAFNER et al. 2002). Diese Vögel sind zum Großteil für die Frühjahrs-Nachweise aus Österreich verantwortlich. Die Jungvögel führen in den Sommermonaten einen ausgeprägten Zwischenzug durch, der eigentliche Wegzug der Altvögel setzt Ende August/September ein und kann in Südeuropa bis November/Dezember dauern (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM (1966).

8.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Seidenreiher ist ein sehr weit verbreiteter Brutvogel, sein Areal erstreckt sich von Nordafrika und Südeuropa über den Nahen und Mittleren Osten nach Süd- und Südostasien, er brütet ferner in Australien und Neuseeland sowie lokal auch in vielen Ländern des tropischen Afrika und in Madagaskar. In der Karibik sind Brutvorkommen auf Barbados und St. Lucia bekannt. Im größten Teil des Verbreitungsgebiets ist die Nominatform *garzetta* zu finden, die Vögel Australiens und Neuseelands werden als Unterart *immaculata*, diejenigen von Java und von den Inseln Südostasiens und des südwestlichen Pazifiks als *nigripes* klassifiziert. Die sehr ähnlichen Küstenreiher (Arten oder Unterarten *schistacea*, *gularis* und *dimorpha*) werden oft als Unterarten des Seidenreihers klassifiziert, eine umfassende taxonomische Bearbeitung dieser Gruppe steht allerdings noch aus (HAFNER et al. 2002). Der Seidenreiher ist derzeit in West- und Mitteleuropa in rascher Ausbreitung begriffen, in den 1990er Jahren gab es erste Bruten in nicht weniger als fünf Ländern: Deutschland (1992), England (1996), Irland (1997), Österreich (1998) und Belgien (2000) (LOCK & COOK 1998, HAFNER et al. 2002).

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) regelmäßige Brutvorkommen aus 19 Staaten bekannt. Der Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 61.000-72.000 Brutpaare

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000, HAFNER et al. 2002).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in der ersten Hälfte der 1990er Jahre auf 44.000-44.500 Brutpaare, mehr als die Hälfte davon sind in Italien zu finden.

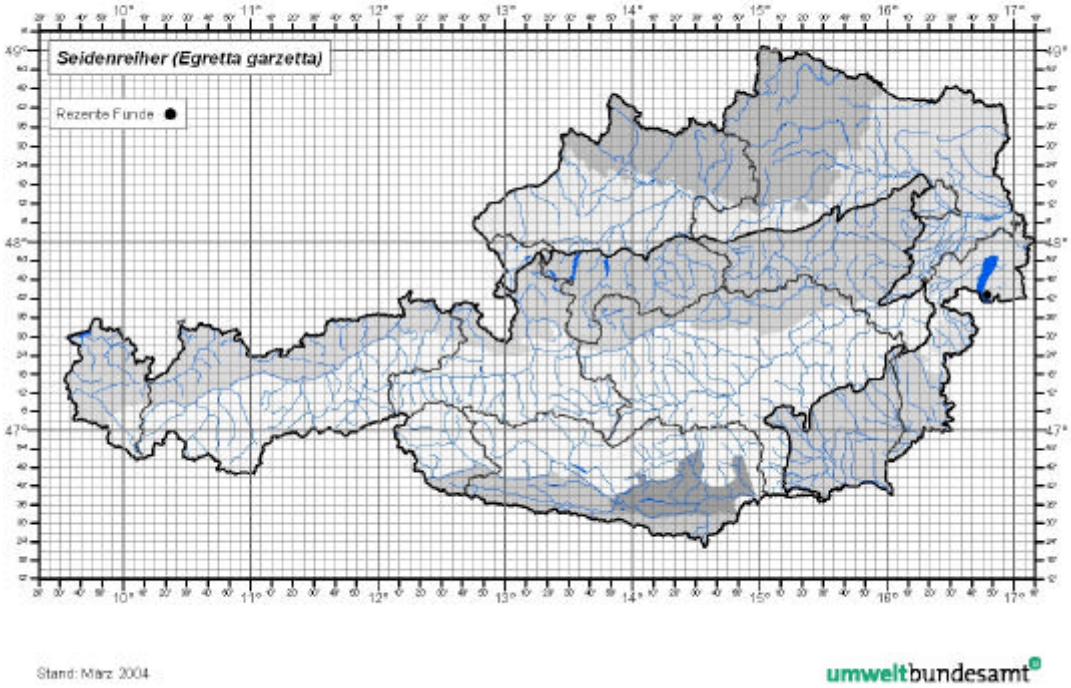
Tabelle: Brutbestand des Seidenreihers in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000) und (*) HAFNER et al. (2002).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	5	1998
Belgien	14*	2000
Frankreich	9.850	1994
Deutschland	2	1996
Griechenland	1.055-1.232	1986
Irland	12*	1997
Italien	25.000*	1997
Niederlande	3*	1999*
Portugal	1.500-2000	1991
Spanien	7.660-7.680	1990
Vereinigtes Königreich	18*	1999

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* 1998 gelang im Schilfgürtel des Neusiedler Sees der erste gesicherte Brutnachweis in Österreich für 4-5 Paare. Da die Art bereits seit 1995 in verstärktem Ausmaß im Neusiedler See-Gebiet registriert wurde, scheint es durchaus möglich, dass dieses Brutvorkommen bereits in früheren Jahren bestand, aber erst 1998 durch die gezielten Kontrollen im Rahmen eines umfangreichen Forschungsvorhabens entdeckt wurde (SCHUSTER et al. 1998). Das es sich um eine dauerhafte Ansiedlung handeln dürfte, zeigen weitere Brutnachweise für 1-5 Paare 1999, 5-10 Paare 2000 und mindestens ein Paar 2001 (NEMETH et al. 2004). *Oberösterreich*: In der Reichersberger Au (Innstausee E-ring/Frauenstein) wird für 1968 von einem missglückten Brutversuch berichtet (REICHHOLF-RIEHM & BILLINGER 1998). Im Jahr 1971 bestand erneut Brutverdacht in der Nachtreiherkolonie in der Reichersberger Au, der vermutliche Horst wurde allerdings zerstört (G. ERLINGER in BRADER & AUBRECHT 2003).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Seidenreiher ist aktuell in Österreich ein regelmäßiger Gast vornehmlich in den Monaten Mai-August, Schwerpunkte seines Auftretens sind das Neusiedler See-Gebiet, die Stauseen am unteren Inn sowie das vorarlbergische Rheindelta. Die Beobachtungen der Art haben in den 1990er Jahren deutlich zugenommen, was sicherlich in Zusammenhang mit den Neu-Ansiedlungen in Mitteleuropa und dem Bestandsanstiegen im Mittelmeerraum zu sehen ist.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



8.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die Zahl der alljährlich in Österreich gemeldeten Seidenreiher nahm seit den 1990er Jahren deutlich zu. 1998 wurde der Seidenreiher erstmalig als Brutvogel in Österreich nachgewiesen.

Gefährdungsursachen: Für den Seidenreiher gelten im Prinzip die für Purpur- und Silberreiher und den Löffler genannten Einflussfaktoren.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Diejenigen Gebietsteile des Neusiedler See-Gebiets, die vom Seidenreiher regelmäßig aufgesucht werden, sind durch Schutzmaßnahmen für andere Arten abgedeckt. Spezielle Maßnahmen für den Seidenreiher sind nicht erforderlich. Auch die von der Art vornehmlich genutzten Bereiche an den Innstauseen und im Rheindelta unterliegen überwiegend einem Flächenschutz.

8.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich nur in relativ geringer Zahl auftritt, besteht aus internationaler Sicht keine Verantwortlichkeit für deren Erhaltung.

8.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

8.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen des Seidenreihers in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

8.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

BENNETTS; R.E., FASOLA, M.; HAFNER, H. & KAYSER, Y. (2000): Influence of environmental and density-dependent factors on reproduction of Little Egrets. Auk 117: 634-639.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

FASOLA, M. (1986): Resource use of foraging herons in agricultural and non-agricultural habitats in Italy. Colonial Waterbirds 9: 139-148.

FASOLA, M. & ALIERI, R. (1992a): Conservation of heronry sites in North Italian agricultural landscapes. Biol. Conserv. 62: 219-228.

FASOLA, M. & ALIERI, R. (1992b): Nest site characteristics in relation to body size in herons in Italy. Colonial Waterbirds 15: 185-191.

FASOLA, M.; ROSA, P. & CANOVA, L. (1993): Diets of Squacco Herons, Little Egrets, Night, Purple and Grey Herons, in their Italian breeding range. La Terre et la Vie 48: 35-47.

FASOLA, M.; HAFNER, H.; PROSPER, P.; VAN DER KOOIJ, H., & SHOGOLEV I.V. (2000): Population changes in European Herons: relationships with African climate? Ostrich 71: 52-55.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HAFNER, H. (1978): Le succès de reproduction de quatre espèces d´Ardeidés *Egretta g. garzetta* L, *Ardeola r. ralloides* Scop, *Ardeola i. ibis* L., *Nycticorax n. nycticorax* L. en Camargue. Terre et Vie 32: 279-289.

HAFNER, H. & FASOLA, M. (1992): The relationship between feeding habiat and colonially nesting Ardeidae. IWRB Spec. Publ. No. 20. :194-201. International Wetlands Research Bureau, Slimbridge.

HAFNER, H.; KAYSER, Y.; BOY, V.; FASOLA, M.; JULLIARD, A.C.; PRADEL, R. & CEZILLY, F. (1998): Local survival, natal dispersal, and recruitment in Little Egrets *Egretta garzetta*. J. Avian Biol. 29: 216-227.

HAFNER, H.; FASOLA, M.; VOISIN, C. & KAYSER, Y. (2002): *Egretta garzetta* Little Egret. BWP Update 4: 1-19.

KAZANTZIDIS , S.; HAFNER, H. & GOUNTNER, V. (1996): Comparative breeding ecology of the Little Egret (*Egretta garzetta*) in the Axios Delta (Greece) and the Camargue (France). Rev. Ecol. (Terre et Vie) 51: 313-317.

KAZANTZIDIS, S.; GOUNTNER, V.; PYROVETSI, M. & SINIS, A. (1997): Comparative nest site selection and breeding success in two sympatric ardeids, Black-crowned Night-Heron (*Nycticorax nycticorax*) and Little Egret (*Egretta garzetta*) in the Axios Delta, Macedonia, Greece. Colonial Waterbirds 20: 505-517.

LOCK, L. & COOK, K. (1998): The Little Egret in Britain: a successful colonist. Brit. Birds 91: 273-280.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

NEMETH, E:; GRUBBAUER, P.; RÖSSLER, M. & SCHUSTER, A: (2004, im Druck): Ökologie der Reiher und Löffler des Neusiedler See-Gebietes. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Bruterfolg, Populationsentwicklung und Schutz der in Kolonien brütenden Schreitvögel. Erscheint in BFB-Berichte.

PAREJO, D.; SÁNCHEZ, J.M. & AVILÉS, J.M. (1999): Factors affecting nest height of three heron species in heronries in the south-west of Spain. Ardeola 46: 227-230.

PROSPER, J. & HAFNER, H. (1996): Breeding aspects of the colonial Ardeidae in the Albufera de Valencia, Spain: Poulation changes, phenology and reproductive success of the three most abundant species. Colonial Waterbirds 19: 98-107.

REICHHOLF-RIEHM, H. & BILLINGER, K. (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn (1968-1998). Vogelkundl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 6/2: 1-22.

SCHUSTER, A:; NEMETH, E.; GRÜLL, A. & RÖSSLER, M. (1998): Der Seidenreiher (*Egretta garzetta*) – ein neuer Brutvogel für Österreich. Egretta 41: 61-66.

8.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) Brutvogel. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind daher identisch. Das sich das Vorkommen des Seidenreihers auf eine einzige Stelle des Schilfgürtels beschränkt und eine Ausbreitung in den nächsten Jahren nicht zu erwarten ist, sind derzeit keine Habitatindikatoren erforderlich.

8.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

8.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Zahlenmäßiges Auftreten	Im Gebiet werden in der Mehrzahl der Jahre Bruten von mehr als 5 Paaren nachgewiesen	Im Gebiet werden (beinahe) alljährlich Bruten nachgewiesen	Im Gebiet werden nicht alljährlich Bruten nachgewiesen

8.3 Bewertungsanleitung

8.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

8.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

9 A027 *CASMERODIUS ALBUS*

9.1 Schutzobjektsteckbrief

9.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Silberreiher

Englisch: Great White Egret, Französisch: Grande Aigrette, Italienisch: Airone bianco maggiore, Spanisch: Garceta grande

9.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

Merkmale: Großer, weißer Reiher mit langem, dünnen Hals und langem, ziemlich starkem Schnabel und langen Beinen. Die einzige ähnliche Art in Österreich ist der Seidenreiher, von diesem durch Größe (85-102 gegenüber 55-65 cm), Bein- und Schnabelfarbe leicht zu unterscheiden.

9.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Nahrungssuche erfolgt zumeist einzeln, an Orten mit hohen Dichten an Beutetieren kommt es aber auch zu Ansammlungen größerer Gruppen (WIGGINS 1991). Silberreiher brüten in Europa zumeist in Kolonien. Sie leben in monogamer Saisonehe, die Verpaarung erfolgt bei der Ankunft im Frühjahr im Koloniebereich.

Fortpflanzung: Die Eiablage beginnt Anfang/Mitte April, die letzten Gelege werden Ende Juni gefunden. Ein Vollgelege umfasst in der Regel 3-5 Eier, am häufigsten vier. Für die Dauer der Bebrütung werden 25-26 Tage angegeben, für die Nestlingszeit ca. sechs Wochen (BAUER & GLUTZ 1966). Es wird nur eine Brut pro Jahr durchgeführt, Nachgelege kommen allerdings regelmäßig vor. Die Nester stehen am Neusiedler See in mehrjährigem, überfluteten Altschilf (FESTETICS & LEISLER 1999). Die Wassertiefen im Koloniebereich betragen 0,5 bis ein Meter (MÜLLER 1983). Die Nester werden 40-110 cm über der Wasserlinie errichtet (MÜLLER 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: In aquatischen Nahrungsgebieten werden überwiegend Fische gefangen, zusätzlich auch in geringen Anteilen Amphibien und große Wasserinsekten (BAUER & GLUTZ 1966); an „Land“ werden hauptsächlich Wühlmäuse erbeutet; diese spielen v.a. bei überwinternden Silberreihern eine große Rolle.

Der Silberreiher ist wie alle Reiherarten ein Sichtjäger, er erbeutet seine Nahrungstiere ruhig verharrend vom Ansitz aus oder langsam schreitend.

9.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Silberreiher besiedelt in Europa ausgedehnte Feuchtgebiete der Niederungen. Seine Brutkolonien liegen in weitläufigen und schwer zugänglichen, zumeist aus Schilf und anderen hochwüchsigen Pflanzenarten zusammengesetzten Verlandungszonen. Zur Nahrungssuche werden größere, offene Seichtwasserbereiche, Gewässerufer und Kanäle, überschwemmte Wiesen und diverse trockene Biotope aufgesucht.

Am Neusiedler See liegen die Silberreiher-Kolonien ausschließlich in ungemähten Altschilfbeständen an den seeseitigen Rändern des Schilfgürtels (FESTETICS & LEISLER 1999). GRÜLL & RANNER (1998) konnten zeigen, dass die Wassertiefe in den Jahren 1981-1995

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

keinen Einfluss auf die Koloniegröße und die Dauer der Besetzung einer Kolonie hatte. Die mittlere Koloniegröße zeigte hingegen eine signifikante Relation zur Breite des Schilfgürtels, Silberreiher bevorzugen diese Plätze vermutlich aufgrund ihrer relativ hohen Sicherheit vor terrestrischen Prädatoren. Im Neusiedler See-Gebiet verloren die Lacken des Seewinkels in den frühen 1990er Jahren gegenüber den 1960er und 1970er Jahren für nahrungssuchende Silberreiher stark an Attraktivität. Ein ursächlicher Zusammenhang mit dem zwischen 1967 und 1993 kontinuierlich gefallenen Grundwasserstand und dem damit viel häufigeren Austrocknen auch der grundwasserbeeinflussten Lacken ist dabei augenscheinlich; im gleichen Zeitraum wurden Konzentrationen nahrungssuchender Silberreiher häufiger aus dem Schilfgürtel gemeldet (GRÜLL 1998). Äcker (im Seewinkel vor allem Rapsäcker) werden vorwiegend in den Monaten Dezember bis Mai zur Nahrungssuche genutzt, in den 1990er Jahren nahm die Zahl von auf Äckern jagenden Silberreiher gegenüber dem Zeitraum 1967-1988 deutlich zu (GRÜLL 1998). Dies wird auf die Bildung einer Überwinterungstradition zurückgeführt, die im Gebiet zu Ende der 1960er Jahre begann (GRÜLL 1998). und die offensichtlich durch die 1995 erfolgte Einführung agrarpolitischer Förderinstrumente der EU in Österreich wie die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL (Winterbegrünungen) gefördert wurde, die das Nahrungsangebot (v.a. Wühlmäuse) verbessern; besonders attraktiv sind offenbar Luzerne-Brachen (J. FRÜHAUF unveröff.).

9.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg lag am Neusiedler See in den Jahren 1998-2000 zwischen 1,25 und 1,52 Jungvögeln/Paar (NEMETH et al. 2004). Großräumiger Austausch zwischen den einzelnen Brutplätzen und Umsiedlungen sind anhand der Bestandsentwicklung an einzelnen Brutplätzen zwar zu erwarten, konnten aber bislang nicht belegt werden (GRÜLL 1994).

Wanderungen: Die europäischen Brutpopulationen überwintern in der Mehrzahl im Mittelmeergebiet. Nach ZINK (1976) umfasst das Überwinterungsgebiet der Vögel vom Neusiedler See anhand von Ringfunden vor allem aus den 1950er und 1960er Jahren die Adriaküsten, den mittleren Donauraum bis West-Rumänien und Tunesien. Ringfunde in Ungarn markierter Silberreiher liegen südöstlich bis zur Ägäis vor. Wie bei vielen anderen Reiherarten kommt es nach der Brutzeit vor allem bei Jungvögel zu einem ausgeprägten, ungerichteten Zwischenzug. Während der Silberreiher noch in den 1950er und frühen 1960 Jahren das Neusiedler See-Gebiet bis spätestens Mitte Jänner verlassen hatte, kam es ab den späten 1960er Jahren vermehrt zu Überwinterungen in Ostösterreich (GRÜLL 1998).

9.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Silberreiher ist weltweit verbreitet und brütet in den gemäßigten, subtropischen und tropischen Tiefländern aller Kontinente. Er ist überall eine der häufigsten und verbreitetsten Reiherarten.

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 18 Staaten bekannt, das Hauptverbreitungsgebiet liegt im Osten und Südosten. Der Neusiedler See und die Poebene bilden die westlichsten Vorposten des europäischen Areals, Einzelvorkommen weniger Paare finden sich in Frankreich (seit 1996) und den Niederlanden (regelmäßig seit 1991). Der Großteil des europäischen Bestandes findet sich in Südrussland (speziell Wolgadelta), dichter besiedelt sind auch der Süden der Ukraine und die ungarische Tiefebene. Der europäische Gesamtbestand wird auf 14.000-19.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 600-750 Brutpaare, Österreich beherbergt davon den Großteil.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestand des Silberreihers in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000), (**) = VAN DER KOOIJ & VOSLAMBER (1997).

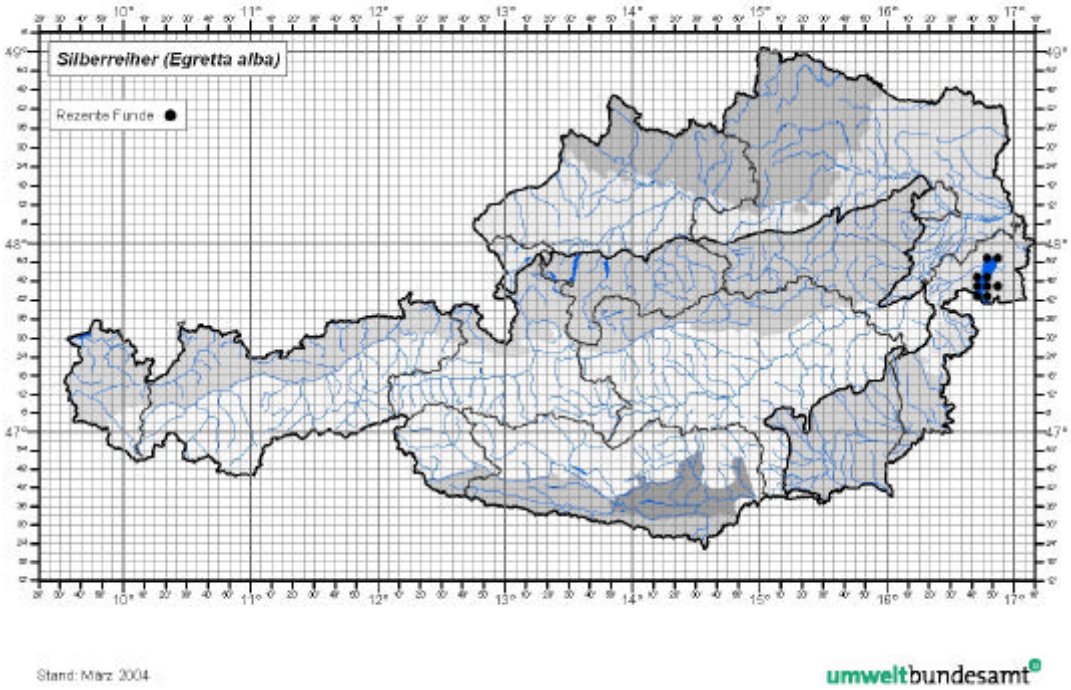
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	580-720	1998-2002
Frankreich	3-4*	1996
Deutschland	0-1*	1990-1994
Griechenland	5-10*	1985-1993
Italien	1-30*	1988-1997
Niederlande	2-5**	1989-1992

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Der einzige österreichische Brutplatz liegt am Neusiedler See, seit 1998 besteht auch im angrenzenden Seewinkel am St. Andräer Zicksee ein kleines Vorkommen, dass zwischen 12 und 31 Brutpaare umfasst (NEMETH et al. 2004). Am Neusiedler See lag der Gesamtbestand der Jahre 1998-2002 zwischen 579 und 763 Brutpaaren, die sich auf 8-12 Brutkolonien verteilten (NEMETH et al. 2004, E. NEMETH unveröff.).

Österreich/ Durchzug und Überwinterung: Außerhalb des Neusiedler See-Gebiets ist der Silberreiher am Durchzug im Frühjahr und Herbst und während der Wintermonate regelmäßiger Gast in allen Bundesländern mit Ausnahme Salzburgs und Tirols. Im *Burgenland* tritt der Silberreiher außerhalb des Neusiedler See-Gebiets nach der Brutzeit in größerer Zahl auf der Parndorfer Platte und im Heideboden auf, Ansammlungen von 30 oder mehr Vögel sind hier keine Besonderheit (ABÖ). Im Südburgenland sind die Fischteiche bei Güssing das mit Abstand wichtigste Rastgebiet der Art, vor allem am Herbstzug sind hier Gruppen von 10-20 Vögeln regelmäßig anzutreffen (ABÖ). Andernorts tritt der Silberreiher nur unregelmäßig auf. In *Wien* ist die Art regelmäßig in der Lobau (Maxima 40 im März 1998 und 60 im Dezember 2000), unregelmäßig auch an anderen Plätzen in der Donauniederung anzutreffen. In *Niederösterreich* konzentrieren sich die Nachweise von Juli-März auf die Auwälder der Donau unterhalb und oberhalb Wiens (bis an die oberösterreichische Grenze), auf die March/Thayaauen und auf das Wiener Becken (besonders die Feuchte Ebene), in diesen Gebieten treten regelmäßig Ansammlungen von 20-50 Exemplaren auf (ABÖ). Abseits dieser Gebiete wird die Art in geringerer Zahl beobachtet, die Truppgrößen bleiben zumeist unter 10 Individuen (ABÖ). Vor allem im Gebiet der March/Thaya-Auen tritt der Silberreiher im Frühjahr und Herbst bisweilen in sehr großer Zahl auf. Nur in milden Wintern sind auch zwischen November und Februar größere Bestände vorhanden. Die Maximalzahlen erreichten im September 1997 (slowakische und tschechische Teile inkludiert) mindestens 500 Exemplare, darunter Trupps von 60 und 43 auf österreichischer Seite. Der Winterbestand liegt in Normaljahren bei 10-20 Vögeln, erreicht aber ausnahmsweise auch bis zu 100 Exemplare, wie etwa Mitte Jänner 1998 (ZUNA-KRATKY et al. 2000). In *Oberösterreich* nahm die Zahl der Beobachtungen durchziehender und überwinternder Vögel in den letzten Jahrzehnten zu. Schwerpunkte bilden die Donauauen unterhalb von Linz und die Innstauseen, seit 1993 wird die Art zunehmend auch im Alpenvorland entlang der Flüsse nachgewiesen, z.B. an Traun, Enns und Krems. Zumeist werden Einzelexemplare und kleine Trupps registriert, der bis 1996 größte Trupp umfasste 18 Exemplare (AUBRECHT & BRADER 1997). In der *Steiermark* ist der Silberreiher im Frühjahr bis Mitte April und am Wegzug von Juli-Dezember regelmäßiger Durchzügler in kleinerer Zahl (in der Regel 1-10 Exemplare) im allen Landesteilen, die größten Trupps zählen 20-30 Exemplare. Seit Mitte der 1990er Jahre kommt es auch zu regelmäßigen Überwinterungen in der Ost- und Südsteiermark, so wurden z.B. 2001/2002 besonders hohe Winterzahlen mit mehreren Gruppen von 10-25 Exemplaren gemeldet (ABSTM). In *Kärnten* ist der Silberreiher ein regelmäßiger Durch-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

zügler und tritt vereinzelt auch im Winter auf. Die meisten Beobachtungen der Jahre 2000 und 2001 stammen aus dem Drautal zwischen Ferlach und Villach sowie vom Sablatnig-Teich, wo sich im Herbst 2000 bis zu 10 Exemplare aufhielten. Die bislang größte Zahl gleichzeitig anwesender Silberreiher wurde im Oktober 1999 mit 17 Exemplaren erreicht. Im Winter 2000/2001 überwinterten bis zu sechs Vögel an der Drau (RASS 2000, 2001). Die letzte veröffentlichte Zusammenstellung aus *Salzburg* datiert aus dem Jahr 1995, zu diesem Zeitpunkt wird der Silberreiher als sehr seltener Durchzügler mit acht Nachweisen aus den Jahren 1963-1982 eingestuft (LINDNER 1995). Für *Tirol* wird der Silberreiher 1996 als Ausnahmeerscheinung mit höchstens um 10 Nachweise eingestuft (LANDMANN 1996). In *Vorarlberg* ist die Art im Rheindelta und im Rheintal regelmäßig am Frühjahrs- und Herbstzug in kleiner Zahl zu beobachten, der bisher größte Trupp wurde im Oktober 2000 mit 17 Exemplaren festgestellt (E. WINTER & V. BLUM in Orn. Informationsdienst Vorarlberg 68). Vereinzelt überwintert die Art auch im Rheindelta, so z.B. 1-2 1999/2000, 1-3 2000/2001 und einer 2001/2002 (Orn. Informationsdienst Vorarlberg 65, 69, 73).



9.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: ungefährdet, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die langfristige Bestandsentwicklung der Art ist in Österreich gut dokumentiert. Zu Beginn der 1950er Jahre wurde der Bestand auf 120-140 Brutpaare geschätzt (BAUER et al. 1955). Eine erste Zählung aus der Luft per Hubschrauber fand 1960 statt und ergab einen Bestand von 329 Brutpaaren (KOENIG 1961). Weitere Zählungen wurden dann in den Jahren 1970 bis 1976 durchgeführt (FESTETICS & LEISLER 1999). 1972

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

wurden 327, 1973 326 Brutpaare gezählt, für die anderen Jahre werden keine Zahlen angeführt, der Bestand schwankte aber in weiten Grenzen, das Minimum lag bei ca. 180 Paaren. 1981 setzten dann die alljährliche Bestandskontrollen per Flugzeug durch die Biologische Station Illmitz ein. Deutlich wird, dass der Silberreiher-Bestand des Neusiedler Sees zu Beginn der 1980er Jahre auf einem relativ niedrigem Niveau lag, bis 1990 auf über 400 Paare zunahm, um dann im Trockenjahr 1991 auf 174 Paare zu fallen. Danach kam es bis 1997 alljährlich zu deutlichen Zunahmen, die dann 1997 (einem ausgesprochenen Hochwasserjahr) im bisherigen Maximalbestand von 737 Paaren gipfelten. Seither schwankt die Brutpopulation zwischen 580 und 722 Paaren.

Gefährdungsursachen: Die folgenden Einflussfaktoren sind als Ursache für Bestandsveränderungen in Betracht zu ziehen (GRÜLL 1994):

Wasserstandsschwankungen: Die starken Bestandsabnahmen in den Jahren 1985 und 1991 fallen mit Trockenperioden zusammen. In beiden Fällen kam es allerdings erst im zweiten Jahr niederer Wasserstände zur Verringerung der Brutpopulation. Umgekehrt reagierte die Population auf das erneute Ansteigen des Wasserstandes mit einer sofortigen Zunahme (GRÜLL & RANNER 1998). Im Seewinkel ist durch den fortlaufenden Rückgang des Grundwasserspiegels speziell seit den späten 1970er Jahren eine mehrjährige Dotierung der grundwasserbeeinflussten Lacken nicht mehr gewährleistet. Eine mindestens zweijährige konstante Wasserführung ist jedoch die Voraussetzung für die Entwicklung eines als Nahrungsquelle für große Reiher interessanten Fischbestandes (GRÜLL 1998). Dem entsprechend hat auch die Zahl der für den Silberreiher nutzbaren Gewässer im Seewinkel stark abgenommen.

Schilfnutzung: Silberreiher nisten in dichten Altschilfbeständen (MÜLLER 1983). Schilfschnitt und Brände führen zur Entstehung von großflächigen Jungschilfbeständen, die vom Silberreiher nicht als Brutplatz angenommen werden. In den letzten Jahren kam es neben der regulären Schilfnutzung durch außer Kontrolle geratene oder vorsätzlich gelegte Schilfbrände mehrmals zu Verlusten ausgedehnter Altschilfbereiche, selbst Gebiete in der Kernzone des Nationalparks waren dabei betroffen. Potentiell sind dadurch auch die Standorte von Silberreiher-Kolonien gefährdet, da die Art eine ausgeprägte Standortstreue zeigt.

Strukturveränderungen im Schilfgürtel: Langfristig gesehen wird der erst seit wenig mehr als 100 Jahren in seiner jetzigen Form bestehende Schilfgürtel des Neusiedler Sees unweigerlich verlanden. Der Silberreiher wird als Art, die zur Brut und Nahrungssuche obligat an permanent anstehendes Wasser gebunden ist, von Verlandungstendenzen in erster Linie durch die Veränderung und den schlussendlichen den Verlust an Nahrungshabitaten negativ betroffen.

Veränderungen im Angebot und der Verfügbarkeit der Nahrung: Der Schilfgürtel ist ein wichtiger Lebensraum für Jungfische. Bei niederen Wasserständen können einzelne Wasserkörper vom See abgetrennt werden, hier kann es dann zu Konzentrationen von Fischen kommen. Zusätzlich sorgt Sauerstoffarmut dazu, dass sich die Fische bevorzugt nahe der Oberfläche aufhalten und damit für Silberreiher leicht zu erbeuten sind. Im Optimalfall kann ein Vogel unter solchen Bedingungen innerhalb von 20 Minuten seinen Tagesbedarf an Fischen decken (NEMETH et al. 2004).

Direkte Verfolgung und *Störungen durch Tourismus:* Vor allem die direkte Verfolgung – über die Vernichtung von Kolonien durch Absammeln von Gelegen wurde noch in den 1950er Jahren berichtet (BAUER et al. 1955) – stellte in früheren Jahrzehnten einen wesentlichen Gefährdungsfaktor dar, spielt aber heutzutage keine Rolle mehr. Auch der Tourismus ist als Störungsquelle durch den Nationalpark-Status von großen Teilen des Gebiets zu vernachlässigen. Das Betreten des Schilfgürtels ist am gesamten See von April bis August untersagt.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Teile der derzeit vom Silberreiher am Neusiedler See genutzten Flächen liegen sowohl auf österreichischer wie auf ungarischer Seite im Bereich der beiden Nationalparke und unterliegen daher ei-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nem Flächenschutz. Geeignete Schutzmaßnahmen müssen in erster Linie auf die Erhaltung bzw. Neuschaffung von geeigneten Nahrungsflächen abzielen. Im Seewinkel sind Maßnahmen zur Stabilisierung bzw. neuerlichen Anhebung der Grundwasserstände dringlich. Die Fortführung und Verbesserung der Extensivierungsmaßnahmen kann durch die agrarpolitischen Förderinstrumente der EU (Flächenstilllegungen, gezielte Maßnahmen im Agrarumweltprogramm ÖPUL) umgesetzt werden.

9.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2004, i. Dr.) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Silberreihers in Europa stark verantwortlich.

9.1.9 Kartierung

Die Bestandsentwicklung der Art ist durch das bereits seit mehr als 20 Jahren laufende Monitoring-Programm gut bekannt. Aktuell werden Zählungen der in Kolonien brütenden Schreitvögel im Rahmen eines Projektes des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel durchgeführt. Diese sollten auch über die Laufzeit des gegenwärtigen Projektes weitergeführt werden.

9.1.10 Wissenslücken

Die Brutbestände des Silberreihers am Neusiedler See werden seit mehr als 40 Jahren erhoben, ein regelmäßiges Monitoring wurde vor rund 20 Jahren eingerichtet. Die Ökologie der Art am Neusiedler See wurde in den Jahren 1998-2001 im Rahmen eines umfangreichen Forschungsprojektes des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel untersucht. Eine Auswertung des umfangreichen Datenmaterials in den Archiven von BirdLife Österreich und seiner Landesorganisationen zum Auftreten der Art in übrigen Österreich den letzten 30 Jahren wäre allerdings zu empfehlen.

9.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BRADER, M: (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

BAUER, K.; LUGITSCH, R. & FREUNDL, H. (1955) Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

FESTETICS, A. & LEISLER, B. (1999): Die Brutkolonien der Reiher und Löffler am Neusiedler See – Bestandsentwicklung, Nistökologie, Naturschutz. Ökol. Vögel 21: 269-329.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GRÜLL, A. (1994): Schilfvögel. Pp. 194-226 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

GRÜLL, A. (1998): Veränderungen in der Wahl der Nahrungshabitate beim Silberreiher (*Casmerodius albus*) am Neusiedler See. Egretta 41: 1-14.

GRÜLL, A. & RANNER, A. (1998): Populations of the Great Egret and Purple Heron in Relation to Ecological Factors in the Reed Belt of the Neusiedler See. Colonial Waterbirds 21: 328-334.

KOENIG, O. (1960): Neue Wege zur Erforschung der Reiherkolonien des Neusiedler Sees. Bgld. Heimatbl. 22: 15-22.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

LANDMANN, A. (1996): Artenliste und Statusübersicht der Vögel Tirols. Egretta 39: 71-108.

LINDNER, R. (1995): Schreitvögel (Ciconiiformes) in Salzburg. Salzburger Vogelkundl. Berichte 7: 2-12.

MÜLLER, Ch. Y. (1983): Die Bedeutung von Altschilfbeständen für die Löffler und Reiher am Neusiedlersee. Egretta 26: 43-46.

NEMETH, E:; GRUBBAUER, P.; RÖSSLER, M. & SCHUSTER, A: (2004, im Druck): Ökologie der Reiher und Löffler des Neusiedler See-Gebietes. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Bruterfolg, Populationsentwicklung und Schutz der in Kolonien brütenden Schreitvögel. Erscheint in BFB-Berichte.

RASS, P. (2000): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten 1999. Carinthia II 190/110: 269-284.

RASS, P. (2001): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten, 2000. Carinthia II 191/111: 247-258.

VAN DER KOOIJ, H. & VOSLAMBER, B. (1997): Aantalsontwikkeling van de Grote Zilverreiger *Egretta alba* in Nederland sinds 1970 in een Europees perspectief. Limosa 70: 119-125.

WIGGINS, D.A. (1991): Foraging success and aggression in solitary and group-feeding Great Egrets (*Casmerodius albus*). Colonial Waterbirds 14: 176-179.

ZINK, G. (1976): Ringfundergebnisse bei den Silberreihern (*Casmerodius albus*) des mittleren Donauraums. Suppl. Ricerche Biol. Selvaggina 7: 823-828.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

9.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind daher identisch. Da der Gesamtbestand der Art alljährlich erhoben wird, ist dem Populationsindikator Bestandsentwicklung die größte Bedeutung beizumessen.

9.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

9.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Vegetation	Mehr als 75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	50-75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 50 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	75-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 75 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung (Schwellenwerte bis maximal 2010 anwendbar)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für fünf Jahre) > 1,4	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für fünf Jahre) 1,0-	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für fünf Jahre) < 1,0

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

		1,4	

9.3 Bewertungsanleitung

9.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

9.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator Bestandsentwicklung und/oder Bruterfolg „A“ und mindestens einer der beiden Habitatindikatoren „A“, keiner der anderen Indikatoren „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator Bestandsentwicklung und/oder Bruterfolg „C“, kein Populationsindikator „A“. Beide Habitatindikatoren „C“, beide Populationsindikatoren maximal „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

10 A029 *ARDEA PURPUREA*

10.1 Schutzobjektsteckbrief

10.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Purpurreiher

Englisch: Purple Heron, Französisch: Héron poupré, Italienisch: Airone rosso, Spanisch: Garza imperial

10.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ardeidae – Dommeln und Reiher

Merkmale: Großer, langhalsiger und schmal gebauter dunkler Reiher. Aus kurzer und mittlerer Entfernung aufgrund der Gefiederfärbung in Mitteleuropa unverkennbar, aus weiterer Distanz im Flug Verwechslungsgefahr mit Graureiher. Gegenüber diesem unterscheidbar u.a. durch geringere Größe, durch längeren, gleichmäßig schmalen Schnabel, kleineren Kopf, dünneren Hals, der im Flug einen tiefer herabhängenden Knick bildet und längere Zehen, die im Flug oft abgespreizt werden.

10.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Purpurreiher brüten in Kolonien, manchmal sind auch Einzelpaare oder kleine Gruppen von 2-3 Paaren zu finden. Purpurreiher sind, soweit bekannt, monogam, bleiben aber jeweils nur für eine Brutsaison verpaart. Die Nahrungssuche erfolgt einzeln, an Rastplätzen ist die Art zumeist in Gruppen zu finden (CRAMP & SIMMONS 1977).

Fortpflanzung: Erste Vollgelege sind in Mitteleuropa Ende April/Anfang Mai zu finden, Nachgelege bis Anfang Juli. Die Gelegegröße liegt in Mitteleuropa zumeist bei 4-5 Eiern (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966), in der Camargue (Südfrankreich) waren hingegen in 90,5 % der Fälle Gelege von nur drei oder vier Eiern zu finden, die mittlere Gelegegröße betrug 3,5 (MOSER 1986, BARBRAUD et al. 2001). Die Brutdauer beträgt 25-30 Tage, die Jungvögel sind mit 45-50 Tagen flügge. Es wird eine Jahresbrut durchgeführt, Ersatzgelege sind möglich (CRAMP & SIMMONS 1977). Die Nester werden am Neusiedler See ausschließlich aus Schilfhalmen gebaut, sie liegen 75-135 cm über der Wasserlinie und damit höher als bei den anderen vorkommenden Schreitvogelarten (MÜLLER 1985).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrungszusammensetzung des Purpurreihers wurde bereits in vielen Teilen seines Verbreitungsgebietes untersucht. Die Vögel erbeuten überall überwiegend Fische, gefolgt von Wasserinsekten. In den Marismas (Südspanien) machten von 1.211 Beuteüberresten (Speiballen von Jung- und Altvögeln) Fische 56,2 % aus, gefolgt von Wasserkäferlarven mit 29,6 % und Libellenlarven mit 5,9 %. In geringerer Zahl wurden Crustaceen und Amphibien, vereinzelt Würfelnattern und Kleinvögel erbeutet. Die Länge der Fische (fast ausschließlich Jungkarpfen) lag zwischen 4,5 und 16,5 cm (AMAT & HERRERA 1977). In Nordspanien machten Fische 64,3 % der Beutetiere und 92,6 % der konsumierten Biomasse aus, gefolgt von Wasserinsekten (31,5 % der Beutetiere und 4,5 % der Biomasse). 95 % der erbeuteten Fische waren weniger als 25 cm lang; im Juni, zur Zeit der Jungenaufzucht, wurden Fische mit einer Körperlänge unter 12,5 cm bevorzugt (CAMPOS & LEKUONA 1997). In Kroatien bestand die Nahrung von Jungvögeln (Stückzahlen) zu 47,6 % aus Fischen, 23 % aus Insekten, 20,4 % aus Amphibien und 7,3 % aus Kleinsäugern (SZLIVKA 1986). Eine neuere Studie aus dem Ebrodelta (Spanien) zeigte, dass sich der Purpurreiher rasch auf ein verändertes Nahrungsangebot einstellen kann: Während sich die Vögel in den übrigen Habitaten überwie-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gend von Fischen ernährten (67,5 % der Beutetiere, 94,1 % der Biomasse), wurden in Reisfeldern vor allem Kleinkrebse gefangen (49,8 % der Beutetiere, 49,8 % der Biomasse), die im Ebrodelta erst 1984 eingeführt wurden (CAMPOS et al. 2001). Auch in der Camargue wurde eine Änderung der Nahrungszusammensetzung festgestellt: Während Untersuchungen in den Jahren 1979 und 1980 der Anteil an Fischen noch bei weitem überwiegte (61,7 % der Beutetiere und 85,4 % der Biomasse) lag deren Anteil 1999 bei nur mehr 3,6 bzw. 33,8 %); Insektenlarven (66,2 bzw. 42,6 %) dominierten nunmehr in der Nahrung (BARBRAUD et al. 2001).

Die Nahrungssuche erfolgt einzeln, obwohl sich bisweilen mehrere Vögel in einem Gebiet aufhalten. Purpurreiher sind Lauerjäger, sie strecken, entweder auf der Vegetation oder in flachem Wasser in dichter Vegetation stehend, den Hals in einem 60°-Winkel ab mit den Augen abwärts gerichtet. Die Nahrungssuche kann aber auch durch langsames Abschreiten erfolgen, dabei wird der Schnabel horizontal und nahe zur Wasseroberfläche gehalten (CRAMP & SIMMONS 1977).

10.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Purpurreiher besiedelt in Mitteleuropa dichte, überflutete Schilfbestände und andere Röhrichte an stehenden Gewässern. In einigen Teilen Europas (z.B. Portugal, Holland und Frankreich) sind Brutvorkommen auch in Mischbeständen aus Schilf und Erlen- oder Weidengestrüpp bekannt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). In den Niederlanden fanden sich im Schnitt 46 % aller Nester in Röhrichten, 47 % in Büschen (vorwiegend Grauweide) außerhalb von Röhrichten und 5 % auf Büschen in Seggensümpfen (VAN DER KOOIL 1991). In Fischteichgebieten im zentralen Frankreich brüteten 61-81 % des Bestandes in Schilfröhrichten, der Rest überwiegend in Beständen des Rohrkolbens (*Typha* sp.) (BROYER et al. 1998). In Simbabwe brütet der Purpurreiher sowohl in Schilfrohr als auch in Rohrkolben (TOMLINSON 1973). Im Schilfgürtel des Neusiedler Sees bauen die Vögel ihre Nester wie die anderen hier in Kolonien brütenden Schreitvögel ausschließlich in ungemähte Altschilfbestände und bevorzugen Bereiche dichteren Schilfs (MÜLLER 1983). Eine großflächige Studie in Südfrankreich, wo die Art ausschließlich im Schilf-Röhricht brütet, ergab, dass vom Purpurreiher besiedelte Schilfflächen im Frühjahr signifikant höhere Wasserstände (Mittel Mitte Mai 32,9 cm) aufwiesen als unbesiedelte (Mittel Mitte Mai 9,2 cm) (BARBRAUD et al. 2002). In den Niederlanden lag die Wassertiefe im Koloniebereich im Röhricht zwischen 10-30 cm (VAN DER KOOIL 1991). In den Fischteichgebieten Zentralfrankreichs fanden sich die meisten Kolonien in 40-55 cm tiefem Wasser (BROYER et al. 1998). Für den Neusiedler See gibt MÜLLER (1983) Wassertiefen von 0,5-1 m in den Koloniebereichen an. In der Camargue (Südfrankreich) kam es in trockengefallenen Röhrichten zu hohen Brutverlusten durch Nesträuber, vor allem durch den Iltis (THOMAS et al. 1999). Die Ausdehnung der Röhrichtflächen ist für die Besiedlung durch Purpurreiher nur von geringerer Bedeutung, beeinflusst aber die Koloniegröße: In den Fischteichgebieten Zentralfrankreichs waren selbst Röhrichte mit einer Fläche von weniger als einem Hektar besiedelt; zwischen der Fläche der Schilfgebiete und der Koloniegröße bestand aber eine deutlich positive Beziehung (BROYER et al. 1998). Untersuchungen in Südfrankreich ergaben ebenfalls eine positive Beziehung zwischen der Größe der Kolonien und der Ausdehnung der Schilfflächen einerseits und der Nutzungsintensität andererseits; größere Brutkolonien finden sich tendenziell in größeren Schilfflächen mit geringer oder keiner Nutzung (BARBRAUD et al. 2002).

Zur Nahrungssuche werden beinahe ausschließlich Feuchthabitate, vor allem Röhrichte und andere Verlandungsgesellschaften genutzt. In Nordspanien wurden zur Zeit der Jungenaufzucht im Juni niedriger überflutete Stellen (< 14 cm) als im Mai und Juli aufgesucht, vermutlich weil hier die zu dieser Zeit bevorzugten kleinen Fische leichter zu erbeuten sind (CAMPOS & LEKUONA 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

10.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Langjährige Beringungen wurden in Europa bislang nur in Frankreich und den Niederlanden durchgeführt (VOISIN 1996). Auswertungen, die populationsdynamisch wirksame Faktoren wie Bruterfolg, Lebensdauer, Geburtsortstreue und Umsiedlungsverhalten behandeln, sind allerdings bislang nur in beschränktem Umfang durchgeführt worden. Die jährliche Überlebensrate französischer Vögel beträgt 78 % (BARBRAUD & HAFNER 1999), die jährliche Überlebensrate für in Holland beringte Purpurreiher lag bei 46 % für Vögel im ersten Jahr und 82 % für ältere (CAVÉ 1983). Purpurreiher sind langlebige Vögel, die ältesten beringten Individuen in Frankreich erreichten eine Lebensdauer von 19, 20 und 23 Jahren (VOISIN 1996). Eine Studie an Purpurreiher-Kolonien in der Camargue (Südfrankreich) zeigt eine hohe jährliche Variation bezüglich des Gesamtbestandes, der Anzahl der Paare pro Kolonie und der Besetzung der einzelnen Kolonien. Dies betraf sowohl große Kolonien, die über viele Jahre am selben Ort bestanden als auch kleinere, instabile Kolonien. Die Ergebnisse legten nahe, dass sehr lokale wirkende ökologische Faktoren, wie z.B. Maßnahmen zur Wasserstandsregulation an einzelnen Gewässern, die Populationsgröße des Gesamtbestandes stärker mitbestimmten als regional wirkende Faktoren (DEERENBERG & HAFNER 1999). DEN HELD (1981) fand eine positive Korrelation zwischen der (negativen) Bestandsentwicklung holländischer Purpurreiher in den Jahren 1961-1979 und dem jährlichen Regenfall in Westafrika. CAVÉ (1983) konnte überdies ebenfalls für holländische Vögel einen deutlichen Zusammenhang zwischen den Niederschlagsverhältnissen in Westafrika und der Überlebensrate von mehr als zweijährigen Vögeln nachweisen. Eine großräumige Analyse zwischen Regenfall und Wasserständen großer Flüsse in Westafrika sowie der Bestandsentwicklung des Purpurreihers in Westeuropa ergab einen Zusammenhang für holländische und spanische Vögel, nicht aber für französische und italienische (FASOLA et al. 2000). Eine nachfolgende Studie an südfranzösischen Brutvögeln ergab allerdings wiederum ähnliche Beziehungen mit einem herbstlichen Regenfallindex in der Sahelzone in den Jahren 1981-1998 (BARBRAUD & HAFNER 1999).

Wanderungen: Der Purpurreiher ist ein Weitstreckenzieher, Brutvögel der Westpaläarktis überwintern in den Steppengebieten West-, Ost- und Südafrikas. Die ersten Vögel kommen Ende März/Anfang April in ihren Brutgebieten in Mitteleuropa an. Der bei Schreitvögel häufig vorkommende ungerichtete Zwischenzug der Jungvögel beginnt Mitte Juli. Der eigentliche Wegzug beginnt im August und erstreckt sich bis in den Oktober hinein (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Fernfunde französischer und holländischer Purpurreiher gelangen bislang ausschließlich in Westafrika (VOISIN 1996), es ist daher anzunehmen, dass der Großteil der Vögel aus Westeuropa hier überwintert. Die bisherigen Fernfunde am Neusiedler See beringter Purpurreiher deuten ebenfalls auf ein Winterquartier in Westafrika (BÖCK 1979); ein Fund liegt allerdings auch aus Zypern vor, was nahe legt, dass österreichische Vögel auch in Ostafrika oder dem Nahen Osten überwintern können.

10.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Purpurreiher ist lokaler Brutvogel in West-, Mittel- und Osteuropa, brütet ferner in Nordwestafrika, Teilen Zentral- und Südafrikas, in Madagaskar und in Asien von Kleinasien bis Kasachstan, in Nordostchina und im russischen Fernen Osten. Es werden derzeit vier Unterarten unterschieden: *purpurea* in Europa, Südwest- und Zentralasien und Afrika, *madagascariensis* in Madagaskar sowie *manilensis* in Süd- und Ostasien. Die früher als Unterart behandelte Form *bournei* von den Kap Verde-Inseln wird neuerdings auch als eigene Art geführt (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 20 Staaten bekannt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Der Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 50.000-100.000 Brutpaare geschätzt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 5.000-6.000 Brutpaare.

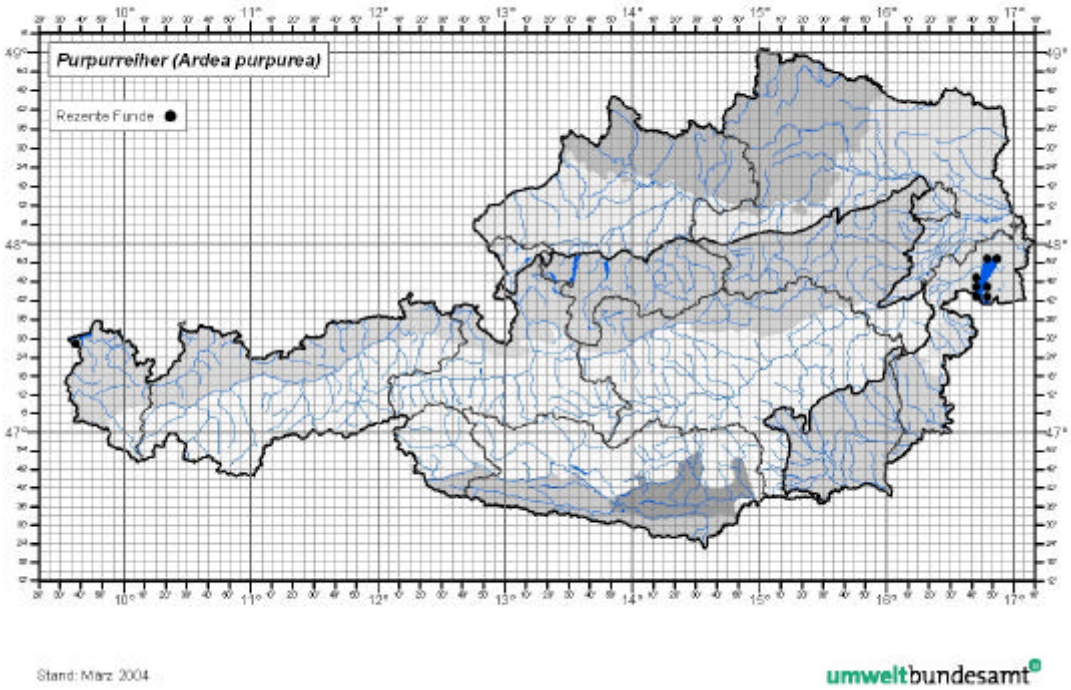
Tabelle: Brutbestand des Purpurreihers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	200-298	1998-2002
Frankreich	1.978	1994
Deutschland	4-6	1996
Griechenland	105-140	1986
Italien	700-1.000	1988-1997
Niederlande	210-285	1985
Portugal	100-500	1991
Spanien	2.000	?

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Der einzige regelmäßig besetzte Brutplatz Österreichs ist der Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Der Brutbestand der Jahre 1998-2002 lag zwischen 255 und 298 Brutpaaren, die sich auf sechs alljährlich besetzte Kolonien verteilten ((NEMETH et al. 2004, E. NEMETH unveröff.). *Oberösterreich*: 1964 siedelte sich ein Paar am Unteren Inn an, dieses Vorkommen von maximal drei Paaren bestand bis 1968 (ERLINGER 1965, REICHHOLF-RIEHM & BILLINGER 1998). *Vorarlberg*: Der Purpurreiher ist seit 1965 unregelmäßiger Brutvogel der Schilfbestände des Rheindeltas. Nachdem es 1959 und 1961 zu ersten Beobachtungen brutverdächtiger Vögel kam, gelangen zwischen 1965 und 1995 in 14 Jahren Brutnachweise (MITREITER 1999). Der höchste Bestand wurde 1968 mit vier erfolgreichen Paaren erreicht, seit 1970 kam es nur mehr zu Bruten einzelner Paare, maximal waren 1986 drei Reviere besetzt. Der letzte Brutnachweis gelang 1995, Brutverdacht bestand im Jahr 1999 (KILZER et al. 2002).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Außerhalb des Neusiedler See-Gebiets ist der Purpurreiher überall nur ein seltener bis unregelmäßiger Durchzügler; in den meisten Gebieten treten in der Regel nur Einzelexemplare auf. In den Marchauen ist die Art regelmäßiger Durchzügler in geringer Zahl; in den meisten Jahren werden nur 1-2 Individuen gemeldet, im Hochwasserjahr 1997 brachte ein Einflug im August maximal 15 Jungvögel ins Gebiet (ZUNA-KRATKY 2000).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



10.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: VU (vulnerable/gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die langfristige Bestandsentwicklung der Art ist in Österreich gut dokumentiert. Zu Beginn der 1950er Jahre wurde der Bestand auf 240-300 Brutpaare geschätzt (BAUER et al. 1955). Eine erste Zählung aus der Luft per Hubschrauber fand 1960 statt, damals wurden 273 Brutpaare gezählt (KOENIG 1961). In den Jahren 1970 bis 1976 wurden erstmals jährliche Zählungen (ebenfalls per Hubschrauber) durchgeführt (FESTETICS & LEISLER 1999). Diese Erhebungen ergaben einen Brutbestand von ca. 250-350 Paaren. Seit 1981 erfolgen alljährliche Bestandskontrollen per Flugzeug durch die Biologische Station Illmitz. Die Ergebnisse der Jahre 1984-1997 ergaben einen leicht schwankenden Bestand von rund 75-110 Paaren. 1998 wurden die Kontrollen der Schreitvogel-Kolonien des Neusiedler Sees im Rahmen eines speziellen Forschungsprojektes stark intensiviert: Für den Purpurreiher stellte das Ergebnis dieser Zählungen eine große Überraschung dar: Ging man bis 1997 davon aus, dass die Art am Neusiedler See im Vergleich zu den 1970er Jahren stark zurückgegangen ist, stellte sich nun heraus, dass die Bestände in Wahrheit weitgehend gleich geblieben waren. In den Jahren 1998-2001 brüteten 267-298 Paare, im Trockenjahr 2002 lag der Brutbestand bei 255 Paaren (NEMETH et al. 2004, E. NEMETH unveröff.). Man muss davon ausgehen, dass der Purpurreiherbestand in den Jahren 1981-1997 deutlich unterschätzt wurde; damit ist auch eine Interpretation der Bestandsentwicklung in den 1980er und 1990er Jahren nur bedingt möglich. Geht man davon aus, dass 1981-1997 die bekannten Kolonien vollständig erfasst wurden, lässt aber zumindest dieser Teilbestand eine stabile Bestandssituation erkennen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gefährdungsursachen: Die folgenden Gefährdungsfaktoren sind in Betracht zu ziehen (GRÜLL 1994):

Wasserstandsschwankungen: Auch beim Purpurreiher zeichnen sich Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von den Wasserständen ab, allerdings nicht derart ausgeprägt wie beim Silberreiher. Rückgänge gegenüber den Vorjahren lassen sich im vorliegenden Zählmaterial für die Trockenjahre 1991 und 2002 ablesen.

Schilfnutzung: Purpurreiher nisten am Neusiedler See in Altschilfbeständen (MÜLLER 1983). Schilfschnitt und Brände führen zur Entstehung von Jungschilfbeständen, die vom Purpurreiher nicht als Brutplatz genutzt werden können. Potentiell sind vor allem durch außer Kontrolle geratene Schilfbrände Standorte von Purpurreiher-Kolonien gefährdet.

Strukturveränderungen im Schilfgürtel: Langfristig gesehen wird der erst seit wenig mehr als 100 Jahren in seiner jetzigen Form bestehende Schilfgürtel des Neusiedler Sees unweigerlich verlanden. In vielen Bereichen des Schilfgürtels ist in den letzten jahrzehnten eine Auflockerung nachweisbar, die zur Entstehung zahlreicher neuer Blänken (offener Wasserflächen) im Schilf geführt hat (dazu DVORAK et al. 1997). Dadurch entstehen für den Purpurreiher potentiell neue Nahrungshabitate; allerdings ist über die Nutzung der Nahrungsgebiete der Art am Neusiedler See, vor allem die relative Bedeutung verschiedener Groß-Habitattypen, nur wenig bekannt.

Veränderungen im Nahrungsangebot: Kleine Fische bilden den Hauptbestandteil der Nahrung des Purpurreihers. Derzeit gibt es keine Hinweise, dass sich das Angebot im See in den letzten Jahrzehnten verschlechtert hat.

Direkte Verfolgung und *Störungen durch Tourismus*: Vor allem die direkte Verfolgung – über die Vernichtung von Kolonien durch Absammeln von Gelegen wurde noch in den 1950er Jahren berichtet (BAUER et al. 1955) – stellte in früheren Jahrzehnten einen wesentlichen Gefährdungsfaktor dar, spielt aber heutzutage keine Rolle mehr. Auch der Tourismus ist als Störungsquelle durch das Wegegebot in großen Teilen des Nationalpark-Gebiets zu vernachlässigen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Teile der derzeit vom Purpurreiher am Neusiedler See genutzten Flächen liegen sowohl auf österreichischer wie auf ungarischer Seite im Bereich der beiden Nationalparke und unterliegen daher einem Flächenschutz. Geeignete Schutzmaßnahmen müssen in erster Linie auf die Erhaltung geeigneter Nahrungsgebiete im Schilfgürtel des Sees abzielen. Im unmittelbaren Bereich der Koloniestandorte darf keine Schilfnutzung stattfinden. Da sämtliche Brutkolonien in weniger als 500 m Abstand vom seeseitigen Schilfrand liegen, sollte der Schilfschnitt in diesem Bereich reglementiert werden.

10.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2004, i. Dr.) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Purpurreihers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

10.1.9 Kartierung

Aktuell werden vom Flugzeug aus pro Jahr mehrere Zählungen der in Kolonien brütenden Schreitvögel im Rahmen eines Projektes des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel durchgeführt, die speziellen Anforderungen an die Erhebung der Art (siehe NEMETH et al. 2004) werden dabei berücksichtigt. Diese sollten auch über die Laufzeit des gegenwärtigen Projektes weitergeführt werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

10.1.10 Wissenslücken

Im Rahmen eines vierjährigen Untersuchungsprogramms zur Ökologie der Schreitvogelarten im Neusiedler See-Gebiet (NEMETH et al. 2004) wurden auch zahlreiche Daten zur Raumnutzung des Purpurreihers gesammelt. Eine spezielle Auswertung dieses Materials in Hinblick auf die Nahrungsökologie und Nahrungsgebietsnutzung wird zur Formulierung von konkreten Schutzprogrammen empfohlen.

10.1.11 Literatur

AMAT, J.A. & HERRERA, CH.M. (1977): Alimentacion de la Garza Imperial (*Ardea purpurea*) en las Marismas del Guadalquivir durante el periodo de nidification. Ardeola 24: 95-104.

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

BARBRAUD, C. & HAFNER, H. (2001): Variation de effectifs nicheurs de Hérons pourprés *Ardea purpurea* sur le littoral méditerranéen francais en la relation avec la pluviométrie sur les quartiers d'hivernage. Alauda 69: 373-380.

BARBRAUD; C.; LEPLEY, M.; LEMOINE, V. & HAFNER; H. (2001): Recent changes in the diet and breeding parameters of the Purple Heron in southern France. Bird Study 48: 308-316.

BARBRAUD; C.; LEPLEY, M.; MATHEVET, R. & MAUCHAMP, A: (2002): Reedbed selection and colony size of breeding Purple Herons *Ardea purpurea* in southern France. Ibis 144: 227-235.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

BAUER, K.; LUGITSCH, R. & FREUNDL, H. (1955) Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BÖCK, F. (1979): Birds of Neusiedlersee. In: LÖFFLER, H. (Hrsg.): Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe. Monogr. Biol. 37: 439-474.

BROYER, J.; VARAGNAT, P.; CONSTANT, G. & CARON, P. (1998): Habitat du Héron poupré *Ardea purpurea* sur les étangs de pisciculture en France. Alauda 66: 221-228.

CAMPOS, F. & LEKUONA, J.M. (1997): Temporal variations in the feeding habits of the Purple Heron *Ardea purpurea* during the breeding season. Ibis 139: 447-451.

CAVÉ, A.J. (1983): Purple Heron survival and drought in tropical West-Africa. Ardea 71: 217-224 }

CAMPOS, F.; LEKUONA, J.M.; RIOS, M. & MIRANDA, R. (2001): Purple Heron diet in northern Spain. Differences between feeding areas and between sampling methods. Avocetta 25: 283-288.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 1 Ostriches to Ducks. Oxford University Press. 722 pp.

DEERENBERG, C. & HAFNER, H. (1999): Fluctuation in population size and colony dynamics in the Purple Heron *Ardea purpurea* in Mediterranean France. Ardea 87: 217-226.

DEN HELD, J.J. (1981): Population changes of the Purple Heron in relation to drought in the wintering area. Ardea 69: 185-191.

DVORAK, M.; NEMETH, E.; TEBBICH, S.; RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ERLINGER, G. (1965): Purpurreiher und Nachtreiher brüten am Inn. Egretta 8: 8-9.

FASOLA, M.; HAFNER, H.; PROSPER, P.; VAN DER KOOIJ, H., & SHOGOLEV, I.V. (2000): Population changes in European Herons: relationships with African climate? Ostrich 71: 52-55.

FESTETICS, A. & LEISLER, B. (1999): Die Brutkolonien der Reiher und Löffler am Neusiedler See – Bestandsentwicklung, Nistökologie, Naturschutz. Ökol. Vögel 21: 269-329.

FRÜHAUF, J. (2004, im Druck): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GRÜLL, A. (1994): Schilfvögel. Pp. 194-226 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KOENIG, O. (1960): Neue Wege zur Erforschung der Reiherkolonien des Neusiedler Sees. Bgld. Heimatbl. 22: 15-22.

MITREITER, R. (1999): Purpurreiher *Ardea purpurea*. In: HEINE, G., JACOBY, H., LEUZINGER, H. & H. STARK: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 222-223.

MOSER, M. (1986): Breeding strategies of Purple Heron in the Camargue, France. Ardea 74: 91-100.

MÜLLER, Ch. Y. (1983): Die Bedeutung von Altschilfbeständen für die Löffler und Reiher am Neusiedlersee. Egretta 26: 43-46.

MÜLLER, Ch. Y. (1985): Unterschiede in der Nestbauweise zwischen Silber-, Grau-, Purpurreiher und Löffler am Neusiedlersee. Biologische Station Neusiedlersee – Bericht 54: 15-24.

NEMETH, E:; GRUBBAUER, P.; RÖSSLER, M. & SCHUSTER, A: (2003, im Druck): Ökologie der Reiher und Löffler des Neusiedler See-Gebietes. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Bruterfolg, Populationsentwicklung und Schutz der in Kolonien brütenden Schreitvögel. Erscheint in BFB-Berichte.

REICHHOLF-RIEHM, H. & BILLINGER, K. (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn (1968-1998). Vogelkundl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 6/2: 1-22.

SZLIVKA, L. (1986): Data on the food of the Purple (*Ardea purpurea*), Night (*Nycticorax nycticora)* and Squacco (*Ardeola ralloides*), Herons on Lake Ludas. Larus 35-36: 175-182.

THOMAS, F.; DEERENBERG, C. & HAFNER, H. (1999): Do breeding site characteristics influence breeding performance of the Purple Heron *Ardea purpurea* in the Camargue? Revue Ecologie (Terre Vie) 54: 269-281.

TOMLINSON, D.N.S. (1974): Studies of the Purple Heron, part 1: heronry structure, nesting habits and reproductive success. Ostrich 45:175-181.

VAN DER KOOIJ, H. (1991): Nesthabitat van de Purperreiger *Ardea purpurea* in Nederland. Limosa 64: 103-112.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Golbal Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 54/1. 272 pp.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

10.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gebiet. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da der Gesamtbestand der Art alljährlich erhoben wird, ist dem Populationsindikator Bestandsentwicklung die größte Bedeutung beizumessen.

10.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

10.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Vegetation	Mehr als 75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	50-75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 50 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	75-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 75 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

10.3 Bewertungsanleitung

10.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

10.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens ein Habitatindikator „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“, außer beide Habitatindikatoren sind „A“; beide Habitatindikatoren „C“ und Populationsindikator nicht „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

11 A030 *CICONIA NIGRA*

11.1 Schutzobjektsteckbrief

11.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schwarzstorch

Englisch: Black Stork, Französisch: Cigogne noire, Italienisch: Cicogna nera, Spanisch: Cigüeña negra

11.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ciconiidae – Störche

Merkmale: Etwas kleiner als der Weißstorch. Hals, Brust und Körperoberseite schwarz, Bauch und Achseln weiß. Beine und Schnabel kräftig sind rot gefärbt. Beim Jungvogel ist das Schwarz matter, und die Beine und der Schnabel sind graugrün.

11.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Schwarzstörche kehren bevorzugt an ihren Nestplatz zurück, wodurch wie beim Weißstorch eine „scheinbare" Dauerehe entsteht (BAUER & GLUTZ VON BLOTHEIM et al. 1987). Zur Zugzeit werden weit kleinere Gruppen gebildet als beim Weißstorch.

Fortpflanzung: Der Schwarzstorch erreicht seine Geschlechtsreife im Alter von drei Jahren (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Entscheidend für die Wahl des Horstplatzes selbst sind ein hohes Bestandsalter (mehr als 80-100 Jahre), große Stammabstände und ein hoher Kronenschlussgrad (SACKL 1993, FRANK & BERG 2001). Weiters muss eine der Größe des Vogels angemessene Einflugschneise zum Horst vorhanden sein, weshalb die Nähe von natürlichen und künstlichen Lichtungen bevorzugt wird (SACHSLEHNER et al. 1994, WEINGARDT 2000). Österreichische Horste werden überwiegend in Kiefern gebaut, gefolgt von Rotbuche und Fichte (SACKL 1993); Eichen spielen, im Gegensatz zu den Verhältnissen in Polen, der ehemaligen DDR und in Schleswig-Holstein (Tabelle , JANSSEN & KOCK 1996) nur eine ganz untergeordnete Rolle. Knapp über ein Viertel der Horste fanden sich in Felswänden, der Anteil variiert jedoch regional stark und ist in randalpinen Lagen, in der Wachau sowie im Waldviertel am höchsten (SACKL 1993). Aktuell finden sich hier durch die intensive forstliche Nutzung vorwiegend nadelholzdominierte Wirtschaftswälder, die daher auch vom Schwarzstorch häufig genutzt werden (müssen) (SACKL 1985 & 1993). Anfang der 1990er Jahre befanden sich lediglich 12,6 % der österreichischen Horste in reinen Laubwaldbeständen (SACKL 1993). Als Horststandorte werden störungsarme Stellen deutlich bevorzugt (FRANK & BERG 2001).

Die Gelegegröße variiert zwischen drei und fünf Eiern, seltener zwei oder sechs (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). So wiesen 19 Horste in Transvaal/Südafrika zwischen 2-5 Eier auf, wobei durchschnittlich 3,37 (± 1,01) Eier gelegt wurden (TARBOTON 1981). Ähnliche Werte wurden im Kampinoski Nationalpark/Polen mit 3-5 Eiern pro Gelege und einer durchschnittlichen Zahl von 3,97 (± 0,48) Eiern pro Horst (n=31) festgestellt (ZAWADZKA et al. 1990).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Wahl der Horstbäume des Schwarzstorchs in drei europäischen Ländern (ohne Felsenhorste).

Baumart	Österreich (SACKL 1993)	Polen (KELLLER & PROFUS 1992)	ehemalige DDR (SCHRÖDER & BURMEISTER 1974)
Kiefer	20 (46,5 %)	36 (26,6 %)	10 (13,1 %)
Fichte	8 (18,6 %)	3 (2,2 %)	-
Eiche	3 (7 %)	66 (48,8 %)	47 (61,8 %)
Rotbuche	9 (20,9 %)	5 (3,7 %)	16 (21 %)
Erle	-	11 (8,1%)	-
Esche	-	7 (5,2 %)	-
Sonstige	3 (7 %)	5 (3,7 %)	3 (3,9 %)

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Schwarzstorches stammt vorwiegend aus aquatischen Lebensräumen, wobei in der Steiermark bei Gewölleuntersuchungen unter den Wirbeltieren Mäuse und Fische (10-25 cm), unter den Wirbellosen Käfer, Hautflügler und Heuschrecken dominierten (SACKL 1993). Detaillierte Untersuchungen der Nestlingsnahrung in Polen zeigten außerdem, dass hier zum Großteil Amphibien (46-47 %, vorwiegend Braunfrösche) und Fische (17-43 %) verfüttert werden und andere Beute wie Wirbellose und Kaulquappen zwar regelmäßig erbeutet wird, mengenmäßig jedoch keine Rolle spielt (KELLER & PROFUS 1992, ZAWADZKA et al. 1990).

Die Nahrungssuche erfolgt innerhalb von fünf Kilometern, maximale Entfernungen liegen bei 7-10(15) km vom Horst entfernt (DORNBUSCH 1992 & 1993, SACKL 1993, FRANK & BERG 2001). Feuchtflächen, wie beispielsweise feuchte Streu- und Mähwiesen, natürliche Bach- und Flussläufe oder Fischteiche werden in Österreich zur Nahrungssuche bevorzugt (SACKL 1993, FRANK & BERG 2001). Die Verhältnisse liegen damit ähnlich wie z.B. in Lettland, wo in den genannten Biotopen (inklusive Entwässerungsgräben) 95 % aller Beobachtungen nahrungssuchender Schwarzstörche gelangen (STRAZDS 1993). Die Nahrungsflächen liegen größtenteils am Waldrand oder im geschlossenen Wald, viel seltener in angrenzenden offenen Bereichen (SACKL 1993); Ackerflächen werden nur sporadisch aufgesucht.

11.1.4 Autökologie

Lebensraum: Als echter Waldbewohner besiedelt der Schwarzstorch ausgedehnte, ursprüngliche und möglichst störungsarme Hochwaldgebiete (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987, SACKL 1993, FRANK & BERG 2001). Er bevorzugt für die Horstanlage Altholzbestände von mindestens 80-100 Jahren. Der Anteil an Laub- oder Nadelwald im weiteren Horstbereich hat keinen nachweisbaren Einfluss auf die Biotopwahl (SACKL 1993). Durch Lichtungen, Waldwiesen, Bachtäler, waldnahe Wiesen und Feuchtflächen strukturierte Wälder werden gegenüber einförmigen Beständen bevorzugt besiedelt, da sie als Jagdflächen essentiell sind (SACKL 1985, FRANK & BERG 2001).

11.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Schwarzstörche verteidigen offensichtlich nur den engeren Horstbereich als Revier (SACKL 1993). Bezüglich der Größe des Streifgebietes schwanken die Literaturangaben zwischen 50 und 150 km² (SCHRÖDER & BURMEISTER 1974, ZAWADZKA et al. 1990), die kleinräumig höchsten Siedlungsdichten in Mittel- und Ostpolen liegen allerdings bei fünf bzw. neun Revieren/100 km², wobei hier aber Überschneidungen der Aktionsräume zu erwarten sind (KELLER & PROFUS 1992, ZAWADZKA et al. 1990). Im SPA Ötscher-Dürrenstein wurde auf etwa 800 km^2 eine Siedlungsdichte von 1,31-1,81 Brutpaare/100 km^2 festgestellt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001), im Wienerwald (1.000 km²) erreicht der Schwarzstorch mit 2,4-2,8 Horstpaaren/100 km^2 eine höhere Dichte. Die großflächig höchsten Dichten in Österreich dürfte der Schwarzstorch in den March-Thaya-Auen mit etwa fünf Brutpaaren/100 km^2 aufweisen (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

Bei 57 in Österreich untersuchten Bruten lag die mittlere Jungenzahl pro kontrolliertem Horst bei 2,33 (± 1,43), wobei in knapp 53 % der Fälle drei Jungvögel in den Horsten festgestellt wurden (SACKL 1993). Zu erfolglosen Bruten kam es beim Schwarzstorch in Österreich nur in 6,6-13,6 % der kontrollierten Horste, womit die Zahl erfolgloser Paare wesentlich niedriger ist als beim Weißstorch mit einem Anteil von 9,8-50,9 % erfolgloser Paare (SACKL 1993). Im SPA Ötscher-Dürrensteingebiet lag der Bruterfolg für 18 Horste bei 3,0 flüggen Jungen/erfolgreichem Paar (LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001), im Wienerwald bei 3,14 Jungen/erfolgreicher Brut bzw. 2,0 flüggen Jungen/begonnener Brut (n=11) (FRANK & BERG 2001). In den March-Thaya-Auen wurde im Zeitraum 1992-2003 eine etwas niedrigere Reproduktionsrate von 1,63 flüggen Jungen/begonnener Brut festgestellt (n=51), wobei es sich hier um einen Mindestwert handelt, da der genaue Bruterfolg oft nicht ermittelt werden konnte (T. ZUNA-KRATKY mündl.). In Polen liegen die Werte bei 2,8-2,9 flüggen Jungen/erfolgreicher Brut (KELLER & PROFUS 1992, ZAWADZKAN et al. 1990). Auch für Schleswig-Holstein werden mit 3,06 flüggen Jungstörchen pro erfolgreicher Brut ähnliche Werte angegeben (JANSSEN & KOCK 1996). Zumindest teilweise ist für den höheren Bruterfolg die geschützte Lage der Schwarzstorchhorste innerhalb des Kronendaches oder in Felswänden verantwortlich, wodurch Altvögel, Junge und Horst kaum ungünstigen Witterungseinflüssen ausgesetzt sind (BOETTCHER-STREIM 1992).

Wanderungen: Der Schwarzstorch ist ein ausgesprochener Zugvogel, dessen europäische Population hauptsächlich in Ostafrika überwintert (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Gebiete in West- und Südafrika werden nur vereinzelt genutzt. Asiatische Brutvögel ziehen hingegen vorwiegend nach Indien, Tibet und China (SCHRÖDER & BURMEISTER 1974).

11.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Schwarzstorch besiedelt ein ausgedehntes, vielerorts aber nur lückenhaft besetztes Areal, das sich quer durch die gesamte Paläarktis erstreckt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987). Wie der Weißstorch brütet auch der Schwarzstorch in kleiner Zahl im südlichen Afrika (SIEGFRIED 1967). Die nördliche Verbreitungsgrenze liegt im nördlichen Deutschland, in Nordpolen und im Baltikum und verläuft dann quer durch Asien entlang des 60.-63. Breitegrads bis nach Jakutien und Sachalin. Die Südgrenze geht durch den Balkan, Kleinasien, den nördlichen Iran und Turkmenistan bis Nordwestchina (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987, BOETTCHER-STREIM 1992).

Europa: In Europa besiedelt der Schwarzstorch vor allem Osteuropa. Seine westliche Verbreitungsgrenze befindet sich in Ostösterreich, Tschechien und im östlichen und nördlichen Deutschland, weiter westlich finden sich zumeist erst in den letzten beiden Jahrzehnten entstandene, sehr lokale Vorkommen im Westen Deutschlands, in Belgien und in Frankreich. Eine kleine, isolierte Population brütet auf der Iberischen Halbinsel, vor allem im Süden in der spanischen Estremadura. Die europäische Nordgrenze zieht sich durch das nördliche Deutschland, Nordpolen und das Baltikum. In Südeuropa fehlt die Art in Italien und brütet sehr lokal in Griechenland und Albanien. Ab dem frühen 19. Jahrhundert ist der Bestand des Schwarzstorchs fast überall in Europa drastisch zurückgegangen, so ist die Art aus vielen Teilen Deutschlands, aus Belgien, Dänemark und Schweden bis zum Beginn dieses Jahrhunderts verschwunden; im östlichen Mitteleuropa brütete der Schwarzstorch im frühen 20. Jahrhundert nur vereinzelt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1987, SCHRÖDER & BURMEISTER 1974). Seit den 1940er Jahren kam es dann in vielen Teilen Ost- und Mitteleuropas wieder zu Zunahmen, die zur Wiederbesiedlung fast des gesamten ehemaligen mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes führten. Auch heute noch zählt der Schwarzstorch zu denjenigen Vogelarten, deren Bestand in

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

vielen Teilen Europas zunimmt. Auch das Verbreitungsgebiet hat sich in den letzten 20-30 Jahren gegen Westen hin beträchtlich vergrößert mit Neu- und Wiederbesiedlungen in vielen Teilen Österreichs, Tschechiens, Deutschlands, Belgiens und Nordfrankreichs (BOETTCHER-STREIM 1992, DEVILLERS 1992, ASSOCIATION MULTIDISCIPLINAIRE DES BIOLOGISTES DE L'ENVIRONNEMENT 1992).

Europäische Union: Der Brutbestand des Schwarzstorches in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 757-1.008 Paare.

Tabelle: Brutbestand des Schwarzstorches in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	200-300	1998-2002
Belgien	7-14	1981-1990
Dänemark	1-3	1993-1996
Deutschland	243-296	1996
Frankreich	22-35	1997
Griechenland	50-80	1997
Italien	1-5	1988-1997
Luxemburg	3-5	1998
Portugal	30-50	1989
Spanien	200-220	-

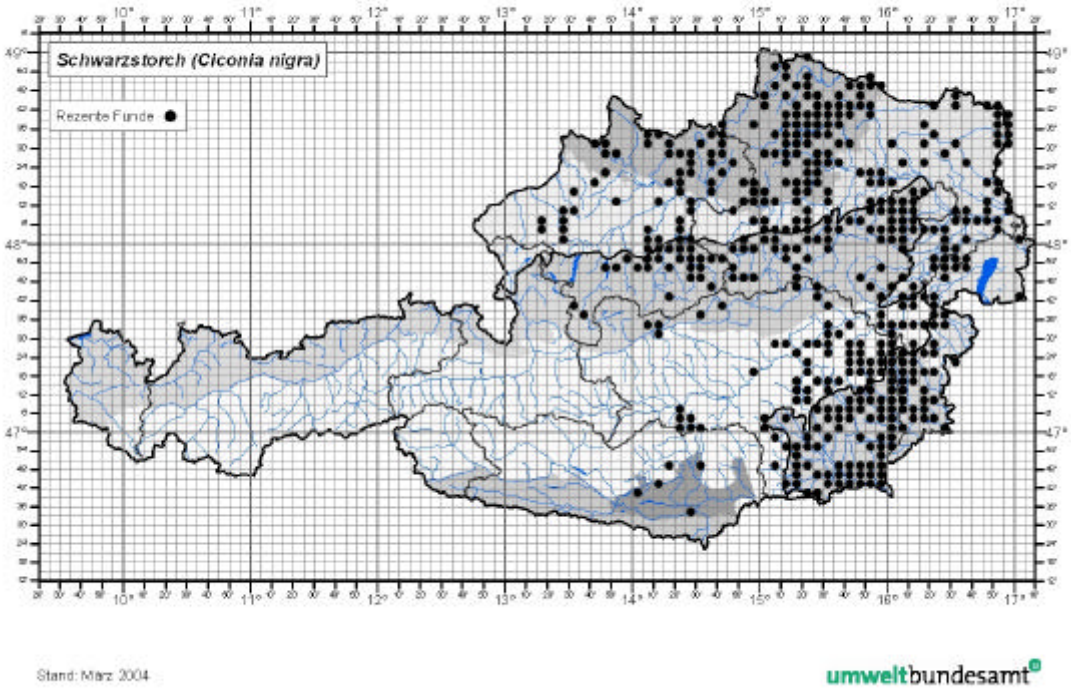
Österreich/Verbreitung: Das österreichische Verbreitungsgebiet liegt vorwiegend im Bereich von Laubmischwäldern und ihrer Nadelholzersatzgesellschaften der collinen und submontanen Stufe (DVORAK et al. 1993, SACKL 1993). Der Schwarzstorch ist in weiten Teilen Niederösterreichs, im mittleren und südlichen Burgenland sowie in der östlichen Steiermark ein weitverbreiteter Brutvogel ausgedehnter Wälder. Das momentan höchstgelegene Vorkommen im Bereich des Neumarkter Sattels liegt bei ca. 1.080 m (SACKL 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien*: In der Bundeshauptstadt gelangen bisher keine Brutnachweise; vereinzelte Brutzeitbeobachtungen von Nahrungsgästen liegen aus der Lobau und dem Wienerwald vor (ABÖ). *Niederösterreich*: Schwerpunkte der Verbreitung bilden die dicht bewaldeten Landstriche unterhalb von ca. 650 m Höhe: Das östliche und südliche Waldviertel mit Schwerpunkten in den Flusstälern von Donau, Krems, Kamp und Thaya, die Hügellandschaften und submontanen Wälder des Alpennordrandes, der Wienerwald sowie die Marchauen (BERG 1997, FRANK & BERG 2001). Weiters brütet die Art im Wechselgebiet, in der Buckligen Welt und in den Donau-Durchbruchstälern. Vereinzelte Vorkommen bzw. Brutverdacht bestehen überdies in den Donauauen im Tullner Feld und unterhalb Wiens sowie im niederösterreichischen Leithagebirge, wo die Art auf burgenländischer Seite sicher brütet. Der Bestand des Waldviertels wurde Anfang der 1990er Jahre auf 20-30 Brutpaare geschätzt, was einer mittleren Siedlungsdichte von 0,5-0,8 Revieren/100 km² entspräche (SACHSLEHNER et al. 1994); auf kleineren Flächen werden lokal deutlich höhere Dichten erreicht: z.B. in der Wachau mit 3-4 Brutpaaren (BERG et al. 1995) auf ca. 250 km² (1,2-1,6/100 km²), am Truppenübungsplatz Allentsteig mit 2-3 Brutpaaren (BERG et al. 1995) auf 160 km² (1,3-1,9/100 km²) und im mittleren Kamptal mit 2-3 Brutpaaren (SACHSLEHNER & SCHMALZER 1995) auf ca. 55 km² (3,6-5,4/100 km²). Für das niederösterreichische Alpenvorland bzw. für den Alpennordrand wurde für die beginnenden 1980er Jahre eine mittlere Dichte von 1,14 Brutpaaren/100 km² errechnet (SACKL 1985 & 1993), kleinräumig können sogar 3-4 Paare auf einer Fläche von 170 km² (1,7-2,3/100 km²) erreicht werden (HOCHEBNER 1995). Der aktuelle Bestand des Wie-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nerwaldes wird derzeit mit 24-28 Brutpaaren angegeben, bei einer Fläche von rund 1.000 km² ergibt sich hier eine ebenfalls hohe Dichte von 2,4-2,8 Paaren/100 km² (FRANK & BERG 2001). In den Marchauen kommt der Schwarzstorch mit einer Siedlungsdichte von etwa fünf Brutpaaren/100 km^2 vor (ZUNA-KRATKY et al. 2000). *Burgenland:* Der Schwarzstorch brütet hier verbreitet in den südlichen Bezirken Oberwart (besonders nördlich von Bernstein und Pinkafeld) und Güssing, aus dem mittleren und nördlichen Burgenland sind hingegen (möglicherweise durch den schlechten Erfassungsstand bedingt) nur wenige Brutplätze bekannt. Im Norden besteht im nördlichen Leithagebirge ein Brutvorkommen, im mittleren Burgenland brüten einzelne Paare im Ödenburger und Rosaliengebirge; aus dem Günser Gebirge wurde bislang lediglich ein einziger Brutnachweis bekannt (ABÖ). Vor allem im Südburgenland dürfte die Art lokal durchaus beachtliche Dichten erreichen, bislang liegen allerdings erst wenige konkrete Angaben vor: SACKL (1985) gibt für das Südburgenland eine mittlere Dichte von 0,76 Brutpaaren/100 km² an und 1982-1988 wurden zwei Brutpaare/100 km² im Bezirk Oberwart erfasst (A. GAMAUF unpubl.). *Steiermark:* Laut PERKENSTEIN (1927) soll ein Horst seit dem Jahr 1921 im „steirischen Voralpenland" bestanden haben. Die ersten konkreten Horstfunde für die Steiermark stammen aus den Jahren 1970 und 1972 in der mittleren Oststeiermark (HAAR 1972, SAMWALD 1975). Die Mehrzahl der Vorkommen liegt im ost- und weststeirischen Hügelland zwischen 200 und 800 m (SACKL & SAMWALD 1997). Das oststeirische Hügelland wies Anfang der 1980er Jahre durchschnittlich 1,34 Brutpaaren/100 km² auf (SACKL 1985). Im Bezirk Fürstenfeld (ca. 260 km²) brüteten z.B. in diesem Zeitraum 3-4 Paare (HAAR et al. 1986), neuere Zahlen sind aus dem Joglland (mindestens 3-4 Paare auf 450 km² (SAMWALD & MAUERHOFER 1995), dem südoststeierischen Hügelland (1-2 Paare auf 105 km², SAMWALD 1995) sowie aus dem Bereich der unteren Mur (4-5 Paare auf 136 km², ILZER 1995) bekannt. *Kärnten:* In Kärnten gelang 1988 ein erster Brutnachweis im unteren Gurktal (WRUSS 1989), bereits 1992 waren insgesamt vier Brutplätze bekannt (WRUSS 1991, M. WOSCHITZ IN SACKL 1993). Das derzeit westlichste Brutvorkommen liegt im Bereich des Freundsamer Mooses nördlich von Villach, wo nach Brutzeitbeobachtungen in den vergangenen Jahren 1990 ein erster Brutnachweis gelang (WAGNER 1995). *Oberösterreich*: Das Kerngebiet des oberösterreichischen Vorkommens liegt im Anschluss an das niederösterreichische Areal am nördlichen Alpenrand in den östlichen Teilen des Bundeslandes, vor allem im Mühlviertel und im Reichraminger Hintergebirge (HEMETSBERGER 1996). Infolge seiner Arealausweitung hat sich der Schwarzstorch in Oberösterreich entlang des Alpennordrandes bis an die Salzburger Landesgrenze und im Mühlviertel bis an die bayerische Landesgrenze vorgeschoben (BRADER & AUBRECHT 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



11.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/rare, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: II

Entwicklungstendenzen: Aus dem 19. Jahrhundert und früher sind keine Brutvorkommen des Schwarzstorchs in Österreich bekannt, die Art ist daher als echter Neuzuwanderer zu betrachten. So soll ein erster Horst seit 1921 in der Steiermark bestanden haben (PERKENSTEIN 1927) und ein weiterer im Zeitraum 1931-1936 bei Glashütten/Bgld. (FINK 1958). Einzelne Paare brüteten vor 1938 an der unteren March/Nö. (BAUER 1952). Im Zeitraum zwischen 1946-1970 blieb die kleine, zersplitterte und durch viele kurzfristige Horstgründungen und häufige Umsiedlungen charakterisierte Population von weniger als 10 Paaren (z.B. 1952 7 Paare, BAUER 1952) auf das mittlere und nördliche Burgenland, das Waldviertel (erstmals 1959, SACHSLEHNER et al. 1994) und das östliche Niederösterreich beschränkt (SACKL 1985 & 1993). Ab 1970 setzte dann eine bis heute anhaltende Zunahme und Arealausweitung ein, mit ersten gesicherten Horstfunden in der Steiermark in den Jahren 1970 und 1972 (HAAR 1972, SAMWALD 1975) und dem ersten gesicherten Brutnachweis aus Oberösterreich im Jahr 1971 (HEMETSBERGER 1996). In den 1980er Jahren hat sich die Zunahme zwar verlangsamt, es kommt aber nach wie vor zu Neubesiedlungen, wobei sich in den letzten Jahren in Kärnten, der Steiermark und Oberösterreich vermehrt vorgeschobene und isolierte Vorkommen einzelner Paare etabliert haben. Gleichzeitig zeigt sich vor allem in der Steiermark eine Tendenz zur Besiedlung zentraler Alpenbereiche und damit auch eine Verschiebung der Höhenverbreitung (SACKL 1993).

Gefährdungsursachen: Von 21 in Österreich aufgegebenen Horsten gingen 10 durch Absturz (Schnee- oder Windbruch), fünf durch menschliche Störungen (Photographen, Wanderer), drei

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

durch Schlägerungen des Horstbestandes und zwei durch Forststraßenbau verloren; einmal wurden die Jungen ausgehorstet (SACKL 1993). Im Wienerwald wurden zwei von sieben Horsten aufgrund von Störungen aufgegeben (FRANK & BERG 2001). Somit sind wohl rund die Hälfte aller Horstverluste auf menschliche Einflüsse zurückzuführen. Die wesentlichen Gefährdungsursachen sind damit eingegrenzt: Obwohl knapp die Hälfte aller Brutverluste und Horstaufgaben nach SACKL (1993) auf Horstabstürze durch natürliche Ereignisse zurückgehen, können derartige Ereignisse durch die Übernahme und den Ausbau alter Greifvogelnester relativ leicht ausgeglichen werden, wobei dem Schwarzstorch seine relativ plastische Siedlungsweise zugute kommt. Durch direkte menschliche Störungen können zwar einzelne Bruten verloren gehen, in Summe üben sie aber gegenwärtig aufgrund des positiven Bestandstrends zumindest in Österreich keinen nachhaltig negativen Einfluss auf die Population aus (SACKL 1993, FRÜHAUF 2005). Im Gegensatz dazu hatten in Schleswig-Holstein Paare, deren Horste näher als 150 m zum nächsten Weg lagen einen dreifach geringeren Bruterfolg als ungestörte Paare, zusätzlich kam es hier wiederholt zu Horstaufgaben nach Waldarbeiten in unmittelbarer Umgebung des Nestes (JANSSEN & KOCK 1996). Im Unterschied zu den heutigen Verhältnissen in Mitteleuropa werden in Spanien und Frankreich Abschüsse nach wie vor als bedeutendste Todesursache im Brutgebiet angeführt (BOETTCHER-STREIM 1992). Langfristig wirken sich forstwirtschaftliche Eingriffe wie Schlägerungen, Straßenbau, Verkürzung der Umtriebszeiten und Anlage von Monokulturen gravierend auf die weitere Populationsentwicklung der Art aus, da damit geeignete Brutplätze dauerhaft verloren gehen können. Jegliche forstliche Bewirtschaftung und Intensivierung, die über das bisherige Maß hinausgeht, wird daher wahrscheinlich negative Einflüsse auf die weitere Entwicklung des österreichischen Schwarzstorch-Bestandes haben. Zentrale Bedeutung für die Nahrungsaufnahme haben (Fließ)Gewässer und Feuchtstellen. Dadurch führt das Drainagieren von Feuchtwiesen, die Verbauung von Bächen und die Schlägerung von bachgleitenden Gehölzen, die als Sichtschutz dienen, zum Verlust von Jagdflächen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Am leichtesten sind Schutzmaßnahmen in unmittelbarer Horstnähe zu verwirklichen: In der Umgebung besetzter Nester, wobei von verschiedenen Autoren zwischen 200 und 300 Meter empfohlen werden (HAAR 1992, NOTTDORF 1993, FRANK & BERG 2001), müssen zur Brutzeit (Mitte März - Ende Juli) sämtliche Störungen vermieden werden: Dazu zählen Waldarbeiter, Jäger (keine Benützung von Hochsitzen), Wanderer, Radfahrer oder Photographen. Waldwege in diesen Bereichen sollten nicht befestigt oder ausgebaut werden. Im näheren Bereich von Felshorsten müssen Kletterrouten und Wanderwege gesperrt werden (HAAR 1992). Ganz allgemein sind in aktuellen oder potentiellen Brutgebieten Altholzbestände zu erhalten und wenn möglich auszuweiten, desgleichen sollte die Erschließung durch Wanderwege und Forststraßen nicht weiter vorangetrieben werden.

11.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Schwarzstorchs stark verantwortlich, da mindestens 2 % (3 %) des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

11.1.9 Kartierung

Mit Beginn der Brutsaison sollten kreisende Einzelvögel und Paare möglichst großflächig erfasst werden (SACKL 1993). Erhöhte Beobachtungswarten erleichtern dabei das Entdecken der Vögel. Im Laufe der Brutsaison sollten sich Kernbereiche der Reviere herauskristallisieren, und diese Zentren sollten nach Horsten abgesucht werden. Eine der Kartierung im Frühjahr vorausgehende Erfassung der Horste im Herbst oder im Winter ist auf jeden Fall zu empfehlen. Die Horste können dann ab Mai auf den Besetzungsgrad und Bruterfolg untersucht werden. Störungen aufgrund von Kontrollen müssen auf jeden Fall vermieden werden. Daher sollten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Vermessungen des Horstbaumes oder Vegetations- und Strukturaufnahmen in näherer Umgebung des Horstes erst nach der Brutsaison erfolgen.

11.1.10 Wissenslücken

Grundlage für erfolgreiche Schutzmaßnahmen sind auch beim Schwarzstorch genaue Kenntnisse der ökologischen Ansprüche sowie der Bestands- und Verbreitungssituation. Dazu liegen aus Österreich bereits Angaben vor (SACKL 1985 & 1993), derartige Untersuchungen müssen jedoch, möglichst in Kooperation mit der Forstwirtschaft, in deren Händen die meisten der oben angesprochenen Schutzmaßnahmen liegen, auch in Zukunft fortgesetzt werden. Daher sollten jährliche Bestandserhebungen in Zusammenarbeit mit Forstverwaltungen durchgeführt werden. Weiters sollte die Populationsökologie des Schwarzstorches näher beleuchtet werden (Bruterfolg, Raum-Zeit-Nutzung, ...), da nur dadurch sinnvolle Schutzmaßnahmen durchgeführt werden können.

11.1.11 Literatur

ASSOCIATION MULTIDISCIPLINAIRE DES BIOLOGISTES DE L'ENVIRONNEMENT (1992): Distribution de la Cigogne noire *Ciconia nigra* en France en 1990. In: MERIAUX, J.-L.; SCHIERER, A.; TOMBAL, CH. & TOMBAL, J.-C. (Hrsg.): Les Cigognes d'Europe. Actes du Colloque International. Institut européen d'écologie & Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement, Metz: 243-244.

BAUER, K. (1952): Ausbreitung des Schwarzstorches in Österreich. Vogelwelt 73: 125-129.

BERG, H.-M.; LAUERMANN, H. & SACKL, P. (1995): Ornithologische Kartierung. In: Biotoperhebung Truppenübungsplatz Allentsteig. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Bundesministerium für Landesverteidigung, Sektion III, Abteilung Umweltschutz. 155-222.

BERG, H.-M.; ZELZ, S. & RÄUSCHL, G. (1995): Wachau - Jauerling. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 177-188.

BOETTCHER-STREIM, W. (1992): Zur Bestandsentwicklung beim Schwarzstorch *Ciconia nigra* in Europa. Orn. Beob. 89: 235-244.

DEVILLERS, P. (1992): Distribution et populations de Cigognes noires en Belgique. In: MERIAUX, J.-L.; SCHIERER, A.; TOMBAL, CH. & TOMBAL, J.-C. (Hrsg.): Les Cigognes d'Europe. Actes du Colloque International. Institut européen d'écologie & Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement, Metz: 247-250.

DORNBUSCH, M. (1992): Ethologie und Ernährung des Schwarzstorchs. In: MERIAUX, J.-L.; SCHIERER, A.; TOMBAL, CH. & TOMBAL, J.-C. (Hrsg.): Les Cigognes d'Europe. Actes du Colloque International. Institut européen d'écologie & Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement, Metz: 217-220.

DORNBUSCH, M. (1993): Zur Situation des Schwarzstorchs in Mitteleuropa. Schriftenreihe für Umwelt und Naturschutz im Kreis Minden-Lübbecke Nr. 2: 47-48.

FINK, A. (1958): Die Umgebung von Lockenhaus (Mittelburgenland), die Heimat des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*). Natur und Land 44: 37.

FRANK, G. & BERG. H.-M. (2001): Verbreitung und Schutz des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*) im Wienerwald. Gemeinschaftsprojekt von BirdLife Österreich, der Österreichischen Bundesforste AG und des Österreichischen Naturschutzbundes. BirdLife Österreich, Wien. 32 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

ILZER, W. (1995): Unteres Murtal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 350-357.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

KELLER, M. & PROFUS, P. (1992): Present situation, reproduction and food of the Black Stork in Poland. In: MÉRIAUX, J.-L.; SCHIERER, A.; TOMBAL, CH. & TOMBAL, J.-C. (Hrsg.): Les Cigognes d'Europe. Actes du Colloque International. Institut européen d'écologie & Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement, Metz: 227-236.

HAAR, H. (1972): Ornithologische Beobachtungen aus der Oststeiermark und dem südlichen Burgenland im Jahr 1970. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 102: 195-201.

HAAR, H. (1992): Der Schwarzstorch in Österreich. In: MERIAUX, J.-L.; SCHIERER, A.; TOMBAL, CH. & TOMBAL, J.-C. (Hrsg.): Les Cigognes d'Europe. Actes du Colloque International. Institut européen d'écologie & Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement, Metz: 238-242.

HAAR, H.; SACKL, P.; SAMWALD, F. & SAMWALD, O. (1986): Die Vogelwelt des Bezirks Fürstenfeld. Eine Artenliste mit Anmerkungen zum aktuellen Stand der Brutvogelfauna (Aves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 37: 1-44.

HOCHEBNER, T. (1995): Niederösterreichische Randalpen. In: DVORAK, M. & E. KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 234-243.

JANSSEN, G. & KOCK, J. (1996): Besiedlung Schleswig-Holsteins durch den Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) 1974-1995. Corax 16: 271-285.

LEDITZNIG, C. & LEDITZNIG, W. (2001): Großvögel im Special Protection Area Ötscher-Dürrenstein - Bestandserfassung des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*), des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*), des Wanderfalken (*Falco peregrinus*), des Wespenbussard (*Pernis apivorus*) und des Uhu (*Bubo bubo*). In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz: 83-115.

PERKENSTEIN, F. (1927): Der „einsame“ Waldgeselle. Wiener Allg. Forst- und Jagd-Ztg. 45: 9.

SACHSLEHNER, L. & SCHMALZER, A. (1995): Mittleres Kamptal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 202-211.

SACHSLEHNER, L.; SCHMALZER, A. & SACKL, P. (1994): Einfluß von Landschaftsveränderungen auf die Avifauna des Waldviertels anhand ausgewählter Leitarten. Pp. 59-95 in G. Dick (Hrsg.) Das Waldviertel als Natur- und Kulturraum. Festschrift aus Anlaß des 10-jährigen Bestandsjubiläums des Instituts für angewandte Öko-Ethologie in Rosenburg. Beiträge zur Waldviertelforschung 1994.

SACKL, P. (1985): Der Schwarzstorch (*Ciconia ciconia*) in Österreich - Arealausweitung, Bestandsentwicklung und Verbreitung. Vogelwelt 106: 121-141.

SACKL, P. (1993): Aktuelle Situation, Reproduktion und Habitatansprüche des Schwarzstorchs in Österreich. Schriftenreihe für Umwelt und Naturschutz im Kreis Minden-Lübbecke Nr. 2: 54-63.

SAMWALD, F. (1975): Ornithologische Beobachtungen, vorwiegend in der Oststeiermark, in den Jahren 1973 und 1974. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 4: 123-138.

SAMWALD, O. (1995): Südoststeirisches Hügelland. In: Dvorak, M. & Karner, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 345-349.

SAMWALD, O. & MAUERHOFER, V. (1995): Steirisches Joglland. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 337-340.

SCHRÖDER, P. & BURMEISTER, G. (1974): Der Schwarzstorch. Die Neue Brehm-Bücherei 468. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt. 64 pp.

SIEGFRIED, W.R. (1967): The distribution and status of the Black Stork in Southern Africa. Ostrich 38: 179-185.

STRAZDS, M. (1993): Die Änderungen der Nahrungsbiotope der Schwarzstörche in Lettland und deren möglicher Einfluß auf die Storchenpopulation Lettlands und Europas. Schriftenreihe für Umwelt und Naturschutz im Kreis Minden-Lübbecke Nr. 2: 49-53.

TARBOTON, W. (1981): Breeding status of Black Stork in the Transvaal. Ostrich 53: 151-156.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

WEINGARDT, A. (2000): Der Schwarzstorch (*Ciconia nigra* (L., 1758) im Spreewald. Naturschutz und Landschaftsplege in Brandenburg 9: 87-102.

WAGNER, S. (1995): Freundsamer Moos - Gößeberg - Steinerkofel. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 379-382.

WRUSS, W. (1989): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten 1988. Carinthia II 179/99: 687-695.

WRUSS, W. (1991): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten 1990. Carinthia II 181/101: 617-628.

ZAWADZKA, D.; OLECH, B. & ZAWADZKI, J. (1990): Population density, reproduction and food of the Black Stork in the Kampinoski National Park in years 1979-1987. Notatki Orn. 31: 5-20. (in Polnisch mit engl. Zusammenfassung).

11.2 Indikatoren und Schwellenwerte

11.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

11.2.2 Indikatoren für das Gebiet (nur Gebiete mit mehr als vier Brutpaaren)

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsalter	Die Fläche über 100-jähriger Bestände in Vorkommensgebieten der Art nimmt in 10 Jahren um mehr als 10 % zu	Die Fläche über 100-jähriger Bestände in Vorkommensgebie-ten der Art bleibt in 10 Jahren stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 10 %)	Die Fläche über 100-jähriger Bestände in Vorkommensgebieten der Art nimmt in 10 Jahren um mehr als 10 % ab
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Bruterfolg[1]	Gesamtbruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für fünf Jahre) > 2,63	Gesamtbruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für fünf Jahre) 1,86- 2,63	Gesamtbruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für fünf Jahre) < 1,86

11.3 Bewertungsanleitung

11.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

11.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: beide Populationsindikatoren „A“, Habitatindikator nicht „C“

[1] Der Gesamtbruterfolg bezeichnet die Anzahl flügger Jungvögel pro begonnener Brut. Als Grundlage zur Bildung der Schwellenwerte zum Bruterfolg wurden aus in der Literatur angegebenen Werten Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: beide Populationsindikatoren „C“; ein Populationsindikator „C“, keiner der beiden anderen Indikatoren „A

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

12 A031 *CICONIA CICONIA*

12.1 Schutzobjektsteckbrief

12.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Weißstorch

Englisch: White Stork, Französisch: Cigogne blanche, Italienisch: Cicogna bianca, Spanisch: Cigüeña blanca

12.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Ciconiidae – Störche

Merkmale: Der Weißstorch ist der bekannteste Großvogel Mitteleuropas und durch Größe, schwarz-weiße Gefiederfärbung sowie roten Schnabel und rote Beine unverwechselbar. Im Flug durch gestreckten Hals und die den Schwanz weit überragenden Beine von Pelikanen, die ähnliches Schwarz/Weiß-Muster aufweisen, zu unterscheiden.

12.1.3 Biologie

Nur für wenige andere europäische Brutvogelarten liegt ein derartig umfangreiches Schrifttum vor. Aus diesem Grund basiert die vorliegende Darstellung hauptsächlich auf Material aus Österreich, im Vergleich dazu werden an einigen Stellen Daten aus europäischen Nachbarländern präsentiert.

Sozialverhalten: Zur Brutzeit wird die Nestumgebung gegenüber Artgenossen verteidigt. Kolonien, die im Prinzip mit der Territorialität in Konflikt sind, entstehen wohl durch eine Häufung günstiger Nistgelegenheiten und durch ein lokal hohes Nahrungsangebot. Im Brutgebiet kommt es nach dem Ausfliegen der Jungen zur Bildung kleinerer oder größerer Trupps. Während des Zuges bilden die Vögel dann große, bisweilen viele Hundert oder auch Tausende zählende Gruppen. Im Winterquartier streifen sie nomadisch in kleinen und größeren Gruppen herum und folgen günstigen Nahrungsquellen, wie etwa Heuschreckenschwärmen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977).

Fortpflanzung: Die Eiablage beginnt in Mitteleuropa Mitte April. Ein Weißstorch-Gelege umfasst in der Regel 3-5 Eier; die Mittelwerte für 11 Regionen Europas liegen zwischen 3,56 und 4,34 wobei Vierergelege überall den höchsten Anteil (39,5-56,9 %) einnehmen (PROFUS 1991). Die Brutdauer liegt bei rund einem Monat, die Jungvögel benötigen ca. zwei Monate bis zum Ausfliegen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Ursprünglich war die Art Baumbrüter, hat sich jedoch in den letzten Jahrhunderten in vielen Landstrichen als Kulturfolger an den Menschen angeschlossen und brütet auf exponierten Gebäuden in Siedlungsbereichen. Besonders beliebt sind Rauchfänge, Dachgiebel, Türme und Fabriksschlote, vorzugsweise an höheren, das allgemeine Niveau überragenden Gebäuden (z.B. Kirchen, Schlösser, Burgen, Fabriken, Rathäuser, Feuerwehrhallen etc.). In früherer Zeit wurden mit Schilf- oder Stroh gedeckte Weichdächer besonders bevorzugt, da hier keine spezielle Unterlage zum Aufsetzen des Horstes erforderlich ist (CREUTZ 1985). In den letzten drei Jahrzehnten nehmen Masten von Strom- oder Telefonleitungen in vielen Gegenden als Horstunterlage zu (CREUTZ 1985), auch in Österreich ist dieses Phänomen im Südburgenland und in Teilen der Oststeiermark vermehrt zu beobachten (RANNER & TIEFENBACH 1994). Baumbrütende Störche stellen in Mitteleuropa überall nur einen geringen Teil des Bestandes und bleiben regional auf wenige Gebiete beschränkt, in Österreich brütet aber z.B. der Großteil des Bestandes der March/Thayaauen auf Bäumen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrungszusammensetzung des Weißstorchs wurde bereits in vielen Teilen seines Verbreitungsgebietes untersucht. Bezüglich ihrer Nahrung sind Weißstörche nicht wählerisch, sie fressen im Prinzip was sie erbeuten können; die Palette reicht dabei von unter einem Zentimeter großen Käfern bis hin zu kleineren Säugetieren in der Größe eines Hermelins oder einer Bisamratte. In Mitteleuropa bilden Kleinsäuger (vorwiegend Wühlmäuse und Maulwürfe), Käfer, Heuschrecken und Regenwürmer die Hauptbestandteile der Nahrung, darüber hinaus ist der Weißstorch als Opportunist auch in der Lage, kurzfristig örtlich und zeitlich begrenzte Angebote, wie z.B. das Massenauftreten bestimmter Tierarten, Steppenbrände oder das Umackern von Feldern zu nutzen. Eine Untersuchung von Speiballen aus der Süd- und Oststeiermark (SACKL 1987) ergab, dass hinsichtlich der Individuenzahl Heuschrecken mit 67,7 % und Käfer (vor allem Lauf- und Wasserkäfer) mit 24,1 % in der Nahrung dominieren. Gewichtsmäßig sind hingegen Wirbeltiere mit 55,5 % (66,3 % Kleinsäuger, 19,6 % Reptilien, 6 % Amphibien, 5,4 % Fische und 2,7 % Vögel; 184 Beutetiere) von größerer Bedeutung, gefolgt von Heuschrecken mit 44,5 %. Untersuchungen in Rust am Westufer des Neusiedler Sees zeigten, dass die Verfügbarkeit profitabler Beute und damit auch die Nahrungswahl im Verlauf der Brutzeit stark schwanken: Kleinsäuger, Insekten und Würmer machen hier den Großteil der Beute aus, wobei auf Wiesen Insekten und auf Äckern Kleinsäuger überproportional häufiger gefangen werden. Im Mai wurden sowohl in Wiesen als auch in Äckern keine Mäuse gefangen, ihre Bedeutung steigt aber im Verlauf der Brutsaison stark an und erreicht im August das Maximum. Insekten (vorwiegend Heuschrecken) werden im Juli auf den Wiesen zur überwiegenden Beute (RANNER 1995). Kleine Wirbeltiere sind für den Weißstorch während der Jungenaufzucht die mit Abstand profitabelste Beute; sie machen in optimalen Lebensräumen den Großteil der Beute aus. Im Elbetal (Niedersachsen), das eine der dichtesten Weißstorch-Populationen in Deutschland aufweist, erreichten Feldmäuse 75,6 % (DZIEWIATY 1992), in Bergenhusen (Schleswig-Holstein) machten Kleinsäuger 68,6 % des Gesamtbeutegewichts aus (STRUWE & THOMSEN 1991). Im Norden Polens bildeten hingegen Amphibien mit 61,6 % der Biomasse den Hauptteil der an die Jungvögel verfütterten Beutetiere (PINOWSKA & PINOWSKI 1989). Allgemein ist der Anteil an Amphibien in der Nahrung in extensiv genutzten Landschaften mit großflächigen Feuchtbiotopen (z.B. in den Save-Auen Kroatiens) sehr hoch. In Oberschwaben schwankte der Anteil an Feldmäusen in verschiedenen Jahren beträchtlich: während er in einem Jahr unter fünf Prozent des Gesamtgewichts der Beute ausmachte, erreichte er in anderen Jahren 70 % (LAKEBERG 1995). In Norddeutschland wurden 1990-1992 vergleichende Untersuchungen zur Nahrungsökologie von Brutpaaren mit hohem (Mecklenburg) und geringem (Schleswig-Holstein) Bruterfolg durchgeführt. Die Ergebnisse brachten deutliche Unterschiede im Nahrungsspektrum zu Tage: Während Kleinsäuger zwar in beiden Gebieten einen hohen Anteil am Gesamtbeutegewicht hatten (38,7 bzw. 59 %) lag in Mecklenburg (mit einer weitaus naturnäheren Lebensraumausstattung) der Anteil an Amphibien bei 17,8 %. In beiden Gebieten waren zusätzlich die hohen Prozentsätze an Regenwürmern (26,2 und 27,1) auffallend. (THOMSEN & STRUWE 1994).

Weißstörche durchwandern ihre Nahrungsgebiete in unterschiedlichem Tempo und erjagen ihre Beute optisch, nur in flachem Wasser werden Beutetiere auch taktil geortet. Die Höhe der Bodenvegetation spielt daher für den Nahrungserwerb der Vögel eine zentrale Rolle, da der Jagderfolg mit zunehmender Vegetationshöhe in der Regel, von wenigen Ausnahmen abgesehen, abnimmt. In der Schweiz gelangen 59 % aller Beobachtungen nahrungssuchender Weißstörche in Wiesen mit Vegetationshöhen unter 10 cm, 28 % in solchen mit einer Höhe von 10-20 cm, in Äckern lagen die Anteile bei 80 bzw. acht Prozent (MORITZI et al. 2001).

12.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Lebensräume des Weißstorchs in Mitteleuropa liegen in offenen oder halboffenen Landschaften der Niederungen und des Hügellandes mit Einzelbäumen und Feldgehölzen und nicht zu hoher Bodenvegetation. Besonders günstig sind regelmäßig überschwemmte Grünlandgebiete der Ebenen, wo sich offenes Wasser in seicht überschwemmten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Flächen, Sümpfen oder Feuchtwiesen bis lang in den Sommer hinein halten kann; optimale Bedingungen in dieser Hinsicht bieten breite, flache und extensiv bewirtschaftete Flusstäler, wie etwa die Save in Kroatien (SCHNEIDER 1988). Regelmäßig besiedelt der Weißstorch auch reichhaltig strukturiertes Kulturland, wenn zumindest Reste von Grünland und Weiden oder kleinere Feuchtgebiete vorhanden sind, grundsätzlich kann die Art daher als Zeiger für ökologisch noch nicht zu verarmte landwirtschaftlich genutzte Gebiete gelten. In den letzten Jahrzehnten wurden in Österreich verstärkt auch Hügelgebiete und Mittelgebirgslagen besiedelt (in Niederösterreich z. B. das Mostviertel und die Bucklige Welt), in denen Wiesen und Weiden noch größere Flächen einnehmen.

Zum Nahrungserwerb werden vor allem Streu- und Mähwiesen, Weiden, niedrige Verlandungsvegetation und Flachwasserbereiche aufgesucht, kurzfristig werden auch niederwüchsige Ackerflächen wie junge Getreidefelder, Klee-, Luzerne- oder Erbsenfelder genutzt. Am Westufer des Neusiedler Sees bei Rust entfiel beispielsweise fast die Hälfte aller Nahrungsflüge auf Wiesen, zu ca. 23 % wurden Äcker aufgesucht und zu jeweils rund 15 % flach überschwemmte Verlandungszonen und Weingärten (RANNER 1989). Die Wahl der Nahrungsflächen verändert sich dabei im Jahresverlauf, so wurden im April zu ca. 80 % Wiesen genutzt, im Mai und Juni aber nur mehr zu 55-60 % und im Juli werden dann frischgepflügte Äcker mit ca. 80 % zum wichtigsten Nahrungsbiotop (RANNER 1989). An zwei Horsten im Mostviertel/Niederösterreich nutzten Weißstörche allerdings auch im Juli und August zu 50 bzw. 64 % Mäh- und Obstwiesen, hier ist aber auch das Angebot an Äckern geringer (RANNER & TIEFENBACH 1994). In den kroatischen Saveauen, einem optimalen Weißstorch-Biotop, wurden seicht (maximal 30 cm) überflutete Flächen sowie gemähte Wiesen stark bevorzugt, häufig aber auch Viehweiden und Äcker beim Pflügen genutzt (SCHNEIDER-JACOBY 1993). Nahrungsgebiete liegen in optimalen Lebensräumen in der Regel nicht weiter als drei Kilometer entfernt. Im Tal der Elbe lagen die Nahrungsflächen zwischen 50 Metern und 2,3 Kilometern vom Brutplatz entfernt, 80 % aller Nahrungsflüge waren weniger als ein Kilometer lang. Brutpaare mit geringerem Bruterfolg hatten im Schnitt weitere Strecken zu ihren Nahrungsgebieten zurückzulegen (DZIEWIATY 1992). In ungünstigen Biotopen mit bereits sehr schlechten Bedingungen sind hingegen öfters Nahrungsflüge zwischen drei und zehn Kilometer erforderlich: so wurden in Rust am Neusiedler See (vor allem später in der Brutzeit) regelmäßig 4-6,5 km weit entfernte Nahrungsgebiete (v.a. Ackerflächen) aufgesucht (RANNER 1995).

12.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Langjährige Beringungen wurden in vielen Teilen Europas durchgeführt. In Österreich werden junge Weißstörche derzeit nur mehr in der Steiermark markiert, in früheren Jahrzehnten wurde auch im Burgenland und in Niederösterreich beringt. Im Gegensatz zu anderen europäischen Ländern liegt aus Österreich noch keine umfassende Untersuchung der Populationsdynamik vor, die neben dem Bruterfolg auch Faktoren wie Überlebensraten von Alt- und Jungvögeln sowie Immigration und Emigration berücksichtigt.

Der Bruterfolg der österreichischen Brutpopulation wird im Rahmen der alljährlichen Zählungen erfasst. Im Schnitt der Jahre 1981-2002 erbrüteten die österreichischen Weißstörche 1,81 Jungvögel/Horstpaar. Steirische und niederösterreichische Brutvögel weisen mit 1,87 bzw. 1,88 ausgeflogenen Jungvögel einen höheren Erfolg als burgenländische Störche (1,76) auf. Zwischen den Jahren bestehen beträchtliche Unterschiede: Am geringsten war der Bruterfolg 1991 und 1997 mit 1,1 und 1,2, am höchsten 1993 mit 2,3 Jungvögel/Horstpaar. Ein deutlicher Unterschied zeigt sich, wenn man die Jahre des Bestandsrückgangs (1981-1991) mit denjenigen der Zunahme (1992-2002) vergleicht: Österreichweit lag der Erfolg in der ersten Periode bei 1,67, in der zweiten bei 1,91 Jungvögel/Horstpaar (alle Daten Weißstorch-Erhebung von BIRDLIFE ÖSTERREICH). Eine Zusammenstellung des Bruterfolgs mitteleuropäischer Weißstorchpopulationen ergibt für den Zeitraum 1973-1978 einen durchschnittlichen Wert von 1,87 Jungvögel/Horstpaar (PROFUS 1991). Im Vergleich dazu lag der Bruterfolg im als optimaler

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Lebensraum eingestuften Save-Tal (Kroatien) im Jahr 1987 bei 2,83 Jungvögel/Horstpaar (SCHNEIDER 1988).

Zur Mortalität liegen aus Österreich keine Befunde vor. Nach den Resultaten von Modellberechnungen für Brutpopulationen des Elsass und Süddeutschlands ist eine jährliche Überlebensrate der Altvögel von 73 % zum Bestandserhalt erforderlich. Eine Population in Westfrankreich, die in den Jahren 1978-1996 von einem auf 44 Brutpaare anwuchs, hatte neben einem sehr hohen Bruterfolg mit 78 % auch eine hohe Überlebensrate für Altvögel (BARBRAUD et al. 1999). Populationen mit deutlich geringeren Überlebensraten zeigen starke Rückgänge wie z.B. die Brutpopulation des Elsass, die 1956-1976 für Adultvögel eine Überlebensrate von lediglich 65 % aufwies (KANYAMIBWA et al. 1990). In dieselbe Richtung weisen Ergebnisse aus Baden-Württemberg, hier lag die Überlebensrate von Altvögeln bis 1960 bei 75 %, danach fiel sie auf 60 %; dementsprechend kam es ab 1960 zu einer schnellen Abnahme des Brutbestandes (BAIERLEIN & ZINK 1979).

Wanderungen: Weißstörche sind Weitstreckenzieher und können in Europa aufgrund ihrer Zugwege in „Weststörche“, die über Gibraltar nach Westafrika ziehen (vor allem die Populationen Frankreichs, des westlichen Deutschlands, der Niederlande, der Schweiz, der Iberischen Halbinsel und Nordafrikas) und „Oststörche“, die über den Bosporus und über den Sudan nach Ost-, Zentral- und Südafrika ziehen (alle anderen europäischen Weißstörche), eingeteilt werden. Das Winterquartier der westlichen Population liegt in Westafrika südlich der Sahara, dasjenige der übrigen europäischen Weißstörche zieht sich von den Savannen Ost- und Zentralafrikas bis nach Südafrika. Die Ankunft der Brutvögel erfolgt ab Mitte März bis Anfang April. Der Abzug beginnt Mitte August (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977).

12.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Areal der Nominatform des Weißstorchs reicht von Nordwestafrika über Spanien und Frankreich bis in die Ukraine und ins westliche Russland, im Südosten brütet die Art über Kleinasien bis nach Armenien und Aserbeidschan, den Irak und in den nordwestlichen Iran. Die zweite Unterart *asiatica* besiedelt Zentralasien vom Süden Kasachstans bis Sinkiang in Westchina. Wie beim Schwarzstorch brüten einzelne Paare auch im Winterquartier in Südafrika. In Europa besiedelt der Weißstorch in Fortsetzung des nordafrikanischen Areals Portugal und Spanien und brütet dann, durch eine Verbreitungslücke getrennt, von den Niederlanden, Frankreich und der Schweiz ostwärts bis Russland. Die heutigen Brutvorkommen in Holland, Ostfrankreich und vor allem in der Schweiz gehen überwiegend auf Wiedereinbürgerungsprogramme zurück, diese Vögel breiten sich mittlerweile auch nach Süddeutschland, Vorarlberg und Oberitalien aus.

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 28 Staaten bekannt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Der Gesamtbestand wurde zu Beginn der 1990er Jahre auf 120.000-160.000 Brutpaare geschätzt.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf rund 27.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestand des Weißstorchs in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000), (**) SCHULZ (1999).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	365-415	1998-2002
Dänemark	4*	1997
Frankreich	430*	1997
Deutschland	4.436-4.516*	1996
Griechenland	1.500-1.500**	1994-1995
Italien	10-30	1988-1997
Niederlande	266**	1994-1995
Portugal	3.302**	1994-1995
Spanien	16.643**	1994-1995

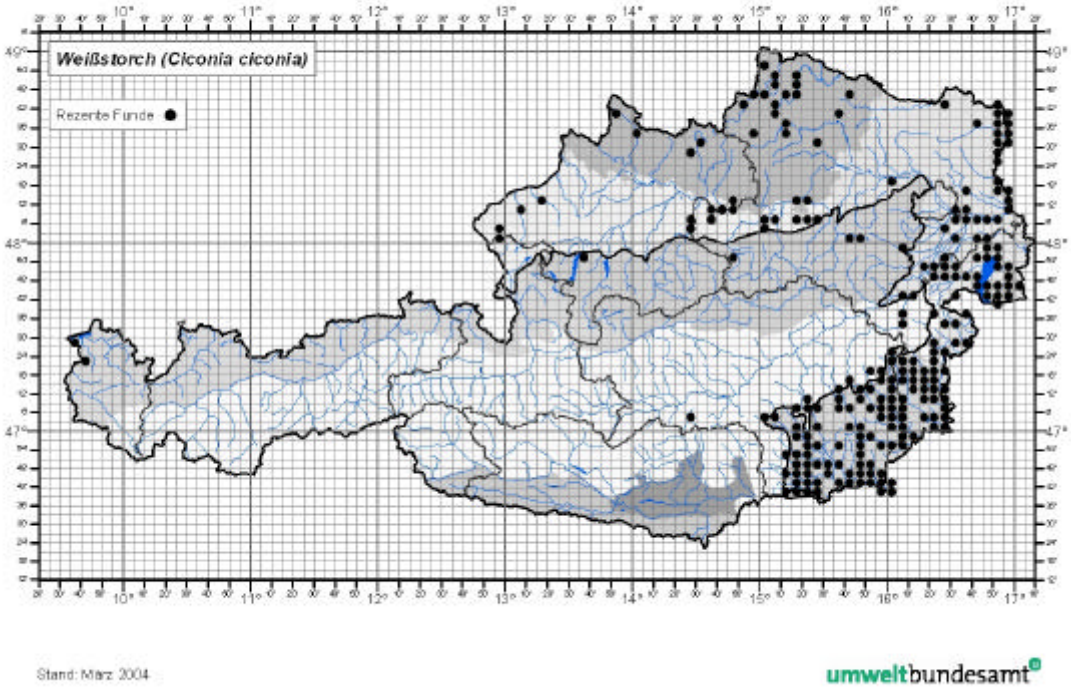
Österreich/Verbreitung: Das österreichische Verbreitungsgebiet des Weißstorches beschränkt sich vorwiegend auf die östlichen und südöstlichen Landesteile mit wenigen Paaren im westlichen Waldviertel, im Mühlviertel, im Voralpenland und im vorarlbergischen Rheintal. Der Weißstorch ist die hinsichtlich ihrer Bestandsentwicklung und Populationsdynamik mit Abstand am besten untersuchte Vogelart Österreichs, so liegen seit den 1950er Jahren, zum Teil bereits seit den 1930er Jahren, mehr oder weniger vollständige Bestandszahlen vor, wobei die Erfassung im Burgenland am weitesten zurückreicht. Zusammenfassende Darstellungen finden sich z. B. in SEITZ (1940), TRIEBL & FRÜHSTÜCK (1979), AUMÜLLER & KEPKA (1960), FRÜHSTÜCK (1981 & 1989), ASCHENBRENNER (1972), ASCHENBRENNER & SCHIFTER 1975), SCHIFTER & SCHIFTER (1990) und RANNER & TIEFENBACH (1994). Sämtliche Angaben entstammen der Weißstorch-Erhebung von BirdLife Österreich.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Derzeit brütet der Weißstorch verbreitet im Nord-, Mittel- und Südburgenland, nur das nördliche Südburgenland ist weitgehend unbesiedelt. Der Bestand schwankte in den Jahren 1998-2002 zwischen 147 und 167 Horstpaaren. Der südliche Landesteil beherbergt im Schnitt rund doppelt so viele Paare wie das nördliche Landesdrittel (z.B. 1998 104 und 50, 2002 101 und 46). *Niederösterreich*: Der Schwerpunkt des niederösterreichischen Vorkommens liegt in den March-Thaya Auen, in weitaus geringerer Zahl brütet der Weißstorch auch im Waldviertel. In allen anderen Landesteilen (Donauauen östlich Wien, südliches und östliches Wiener Becken, Mostviertel, Bucklige Welt) brüten nur wenige Paare: Der niederösterreichische Gesamtbestand belief sich 1998-2002 auf 99-134 Paare. Der Anteil der March/Thayaauen lag bei 61-67 %, der Maximalbestand wurde hier 1999 mit 91 Paaren erreicht. Im Waldviertel waren sehr konstant 18-20 Horste besetzt. *Oberösterreich*: Der Bestand nahm von drei Horstpaaren 1997 auf sechs Horstpaare 2002 zu. Drei Brutpaare finden sich im oberen Mühlviertel, zwei im Innviertel und eines im Machland an der Donau. *Steiermark*: Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in der südlichen Oststeiermark, besonders im Bezirk Radkersburg, weniger dicht sind die übrigen Hügellandschaften im Osten und Westen des Bundeslandes sowie das Murtal südlich und nördlich von Graz besiedelt. 1998-2002 wurden in der Steiermark 101-112 besetzte Horste gemeldet. Kärnten: 1998-2002 zwei Horstpaare in St. Andrä im Lavanttal und in Klagenfurt. *Vorarlberg*: In Vorarlberg brüten 2-4 Paare, die allerdings einem Ansiedlungsprojekt in der Schweiz entstammen und daher nicht als Wildvögel zu werten sind. (KILZER et al. 2002). *Gesamtösterreichischer Bestand*: Nach einem mit 365 Paaren guten Bestand im Jahr 1998 übersprang die österreichische Population 1999 überraschend die 400er-Marke (1999 415, 2000 404, 2001 405). 2002 kam es wiederum zu einem Rückgang auf 366 Horstpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Wien*: In den Jahren 1971-1974 brütete ein Paar auf einer Pappel am Parkplatz des Ernst Happel-Stadions, später kam es in der Bundeshauptstadt zu keinen weiteren Bruten mehr (ASCHENBRENNER 1971, SCHIFTER & SCHIFTER 1990).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Weißstorch ist in allen Landesteilen regelmäßig am Durchzug zu beobachten.



12.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2, Rote Liste Österreich: VU (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die Ergebnisse der seit den frühen 1950er Jahren laufenden, alljährlichen Storchenzählungen zeigen, dass die österreichweite Bestandentwicklung seit der Wiederbesiedlung Österreichs im auslaufenden 19. Jahrhundert (in früheren Zeiten war der Weißstorch offenbar ein verbreiteter Brutvogel in mehreren Bundesländern) grob in vier Phasen unterteilt werden kann: Eine erste Phase eines rapiden Bestandszuwachses von 120-130 Paaren Mitte der 1930er Jahre auf 276 Paare im Jahr 1958. Danach folgte bis Anfang der 1960er Jahre nochmals eine leichte Zunahme mit einer nachfolgenden, 20 Jahre andauernden Periode stabiler Bestandszahlen die sich durchgehend im Bereich von 340-390 Paaren bewegten. Speziell für die 1960er Jahre liegen allerdings nur wenige komplette Zählergebnisse vor. Ab 1983 beginnt dann die Talfahrt des österreichischen Bestandes, die 1991 in einem Störungsjahr mit nur mehr 240 Paaren (weniger als Mitte der 1950er Jahre) den Tiefpunkt erreichte. Die vorläufig letzte Phase, in der wir uns nach wie vor befinden, führte ab 1992 zu einer neuerlichen Erholung und brachte um die Jahrtausendwende sogar einen Rekordbestand von

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

über 400 Paaren. Dieses langfristige Muster dürfte großräumige Veränderungen in der Bewirtschaftung der Kulturlandschaft Mitteleuropas wiederspiegeln, so zeigen die Zahlen für unser Nachbarland Deutschland und speziell für Bayern (THOMSEN et al. 2001) und andere europäische Länder ein sehr ähnliches Muster der Abnahme und nachfolgenden Zunahme. Ob diese offenbar in den letzten 10 Jahren eingetretene Verbesserung der Lebensbedingungen für den Weißstorch von dauerhafter Natur ist, werden erst die nächsten Jahre zeigen.

Gefährdungsursachen: Die Bestandsentwicklung des Weißstorchs in Mitteleuropa ist in Zusammenhang mit vier Gefährdungsfaktoren zu sehen: Bestandsrückgänge des Weißstorchs stehen in Österreich wie in anderen Teilen Mitteleuropas (siehe THOMSEN et al. 2001 für Deutschland) offenbar in einem engen Zusammenhang mit Verlusten geeigneter Lebensräume, im speziellen von Nahrungsflächen. So zeigen sowohl die Brutbestände als auch die flächenmäßige Ausdehnung von Grünland in mindestens sechs burgenländischen Bezirken eine gleichlaufende negative Entwicklung; ähnliche Trends wurden in der östlichen Steiermark festgestellt (RANNER & TIEFENBACH 1994). Andererseits weisen Gegenden mit gleichbleibendem Grünlandanteil wie z.B. die Weststeiermark auch stabile Weißstorchpopulationen auf (RANNER & TIEFENBACH 1994). Großräumig belegen lässt sich dieser Zusammenhang mit der Situation im Westen und Osten Deutschlands mit einer jeweils unterschiedlichen Bestandsentwicklung bei einem in etwa gleichen Ausmaß an landwirtschaftlicher Intensivierung und Technisierung; im Osten verblieben jedoch naturnahe und extensiv bewirtschaftete Grenzertragsflächen in einem viel größerem Umfang erhalten als im Westen (THOMSEN et al. 2001). Lebensraumverluste im Überwinterungsquartier sind offensichtlich vor allem für die westliche europäische Population ein Grund für erhöhte Mortalität und dadurch verursachte Rückgänge des Brutbestandes. Für die Brutpopulation des Elsass konnte gezeigt werden, dass die Überlebensraten adulter Weißstörche in Beziehung zur Intensität des Regenfalls in der Sahelzone Westafrikas standen; der drastische Rückgang dieser Population in den Jahren 1945-1985 wurde vermutlich maßgeblich durch die erhöhte Mortalität im Winterquartier verursacht (KANYAMIBWA et al. 1990). Eine weitere Analyse an der Brutpopulation des Elsass zeigte, dass die Vögel in Jahren mit starken Regenfällen in Westafrika früher an die Brutplätze zurückkehren und dann einen höheren Bruterfolg haben; ein ähnlicher Zusammenhang ließ sich für zwei norddeutsche Brutpopulationen mit der Intensität der Niederschläge in Ostafrika herstellen (DALLINGA & SCHOENMAKERS 1989). Anhand von Studien an verschiedenen mitteleuropäischen Populationen wurde vermutet, dass Unterschiede in der Lage der Zugwege und Winterquartiere für die unterschiedliche Bestandsentwicklung westlicher und östlicher Populationen verantwortlich sein könnten (KANYAMIBWA et al. 1993). Zu direkten Verlusten im Brutgebiet kommt es hauptsächlich durch Anflüge an Freileitungen; unerfahrene Jungvögel sind dabei stärker in Gefahr als Altvögel (FIEDLER & WISSNER 1980). Für die Schweiz konnte gezeigt werden, dass in den Jahren 1960- 1997 zumindest jeder zehnte Weißstorch durch Anflug an Freileitungen ums Leben kam (MORITZI et al. 2001). Direkte Mortalität auf den Zugwegen und im Winterquartier ist ebenfalls ein nicht zu unterschätzender Gefährdungsfaktor. Abschuss und Fang sind die hauptsächliche Todesursache beringter Weißstörche aus der Schweiz im Überwinterungsquartier, zu hohen Verlusten kommt es aber auch durch Freileitungen am Zug (MORITZI et al. 2001).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Ein Katalog der notwendigsten Schutzvorschläge wurde zuletzt von RANNER & TIEFENBACH (1994) erarbeitet. Darin werden die wichtigsten Maßnahmen auf Bundes-, Landes und Gemeindeebene aufgelistet. Entscheidende Bedeutung kommt dabei der Landwirtschaft zu, die mit dem Weißstorch und anderen auf Grünland angewiesenen Arten indirekt in einem „Interessenskonflikt“ steht, der langfristig nur durch die Weiterführung und Intensivierung entsprechender Förderungsprogramme und die Bereitstellung der dafür notwendigen finanziellen Mittel gelöst werden kann. Von zentraler Bedeutung sind dabei allgemein die Erhaltung von Überschwemmungsflächen und Feuchtwiesen vor allem in Ortsnähe, die Berücksichtigung von Naturschutzaspekten bei Kommassierungen, eine Verringerung des Pestizid- und vor allem des

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Düngereintrages, die Förderung von Extensivierungsmaßnahmen sowie der Gewässerrückbau und die Wiedervernässung ehemaliger Feuchtgebiete. Diese Maßnahmen können mit den Instrumenten des österreichischen Programms für die ländliche Entwicklung, insbesondere mit dem Agrarumweltprogramm ÖPUL umgesetzt werden. Daneben sollten auf allen administrativen Ebenen Maßnahmen zur Informationsverbreitung gesetzt und die Weißstorcherhebungen unterstützt werden. Länder und Gemeinden sollten lokale Maßnahmen (z. B. Verlegung von Stromleitungen unter die Erde, Masthorsten, Pflege verletzter Störche) fördern.

12.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Weißstorchs weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

12.1.9 Kartierung

Im Rahmen des Weißstorch-Monitorings von BirdLife Österreich werden Brutbestand und Bruterfolg der Art alljährlich unter Mitwirkung zahlreicher Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen erhoben. Dieses Programm wird auch zukünftig fortgesetzt werden.

12.1.10 Wissenslücken

Es stehen zwar zahlreiche Zwischenauswertungen des Bestandsmonitorings, sowohl für Österreich als auch in detaillierterer Form für einzelne Bundesländer zur Verfügung, eine zusammenfassende aktuelle Analyse des gesamten Österreichischen Datenmaterials steht allerdings aus. Weiters sollten Grundlagenuntersuchungen zur Habitat- und Nahrungswahl sowie zur Lebensraumnutzung (v.a. mit Bezug zur Landwirtschaftspraxis) in verschiedenen Regionen durchgeführt werden, die zur Erstellung lokaler und regionaler Aktionspläne herangezogen werden könnten.

12.1.11 Literatur

ASCHENBRENNER, L. (1971): Weißstorch brütet erstmals in Wien. Egretta 14: 54.

ASCHENBRENNER, L. (1972): Der Bestand des Weißstorches (*Ciconia ciconia* L.) in Österreich im Jahr 1972. Egretta 15: 1-20.

ASCHENBRENNER, L. & SCHIFTER, H. (1975): Der Bestand des Weißstorches (*Ciconia ciconia* L.) in Österreich im Jahre 1974. Egretta 18: 8-17.

AUMÜLLER, S. & KEPKA, O. (1960): Zur Statistik der Weißstorchpopulationen in Österreich. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 90: 13-21.

BAIERLEIN, F. & ZINK, G. (1979): Der Bestand des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Südwestdeutschland: eine Analyse der Bestandsentwicklung. J. Orn. 120: 1-11.

BARBRAUD, C.; BARBRAUD, J.-C. & BARBRAUD, : (1999): Population dynamics of the White Stork *Ciconia ciconia* in western France. Ibis 141: 469-479.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1966) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1 Gaviiformes - Phoenicopteriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 483 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CREUTZ, G. (1988): Der Weißstorch *Ciconia ciconia*. Die neue Brehm-Bücherei 375, 2., erweiterte Auflage; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

DALLINGA, J.H. & SCHOENMAKERS, S: (1989): Population changes of the White Stork *Ciconia ciconia* since the 1850s in relation to food resources. Pp. 231-262 in RHEINWALD, G.; OGDEN, J. & SCHULZ, H. (Hrsg.): Weißstorch – White Stork. Proceedings Ist International Stork Conserv. Symposium. Schriftenreihe des DDA 10.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

DZIEWIATY, K. (1992): Nahrungsökologische Untersuchungen am Weißstorch *Ciconia ciconia* in der Dannenberger Elbmarsch (Niedersachsen). Vogelwelt 113: 133-144.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FIEDLER, G. & WISSNER, A. (1980): Freileitungen als tödliche Gefahr für Störche *Ciconia ciconia.* Ökol. Vögel 2: 59-109.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

FRÜHSTÜCK, H. (1981): Populationsdynamik des Weißstorches, *Ciconia ciconia* L., im Burgenland. Wiss. Arb. Burgenland 63: 35-50.

FRÜHSTÜCK, H. (1989): Zur Situation und Bestandsentwicklung des Weißstorchs im Burgenland. Vogelschutz in Österreich 4: 26-28.

KANYAMIBWA, S.; SCHIERER, A:; PRADEL, R. & LEBRETON J.D. (1990): Changes in adult survival rates in a western European population of the White Stork *Ciconia ciconia*. Ibis 132. 27-35.

KANYAMIBWA, S.; BAIERLEIN, F. & SCHIERER, A. (1993): Comparison of survival rates between populations of White Stork *Ciconia ciconia* in Central Europe. Ornis Scand. 24: 297-302.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

LAKEBERG, H. (1995): Zur Nahrungsökologie des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Oberschwaben (S-Deutschland): Raum-Zeit-Nutzungsmuster, Nestlingsentwicklung und Territorialverhalten. Ökol. Vögel 17, Sonderheft: 1-87.

MORITZI, M.; SPAAR, R. & BIBER, O. (2001): Todesursachen in der Schweiz beringter Weißstörche (*Ciconia ciconia*) von 1947-1997. Vogelwarte 41: 44-52.

MORITZI, M.; MAUMARY, L.; SCHMID, D.; STEINER, I.; VALLOTTON, L.; SPAAR, R. & BIBER, O. (2001): Time budget, habitat use and breeding success of White Storks *Ciconia ciconia* under variable foraging conditions during the breeding season in Switzerland. Ardea 89: 457-470.

PINOWSKA, B. & PINOWSKI, J. (1989): Feeding ecology and diet of the White Stork *Ciconia ciconia* in Poland. Pp. 381-396 in RHEINWALD, G., OGDEN, J. & SCHULZ, H. (Hrsg.): Weißstorch – White Stork. Proceedings Ist International Stork Conserv. Symposium. Schriftenreihe des DDA 10.

PROFUS, P. (1991): The breeding biology of White Stork *Ciconia ciconia* (L.) in the selected area of Southern Poland. Zaklad Ochrony Przyrody I Zasobów Naturalnych Polskiej Akademii Nauk. Studia Naturae – Seria A 37: 11-57.

RANNER, A. (1989): Zur Habitatnutzung und Ernährung der Ruster Weißstörche (*Ciconia ciconia* L.). Dipl.Arb. Univ. Wien.

RANNER, A. (1995): Das Raum-Zeit-System der Weißstörche (*Ciconia ciconia*) in Rust (Burgenland, österreich): der Einfluß des Nahrungsangebots auf die Verteilung und die Bestandsentwicklung der Störche. Diss. Univ. Wien. 102 pp.

RANNER, A. & TIEFENBACH, M. (1994): Der Weißstorch. Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Maßnahmenvorschläge. Reports UBA-94-985. Umweltbundesamt Wien. 73 pp.

SACKL, P. (1987) Über saisonale und regionale Unterschiede in der Ernährung und Nahrungswahl des Weißstorches (*Ciconia c. ciconia* L.) im Verlauf der Brutperiode. Egretta 30: 49-80.

SCHIFTER, H. & SCHIFTER, T. (1990): Die Bestandsentwicklung des Weißstorches, *Ciconia ciconia* (L.), in Österreich von 1975 bis 1984. Egretta 33: 1-10.

SCHNEIDER, M. (1988): Periodisch überschwemmtes Dauergrünland ermöglicht optimalen Bruterfolg des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in der Save-Stromaue (Kroatien/Jugoslawien). Vogelwarte 34: 164-173.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SCHNEIDER-JACOBY, M. (1988): Nahrungsplatzwahl des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) unter optimalen Bedingungen in den Save-Auen. Schriftenreihe für Umwelt und Naturschutz im Kreis Minden-Lübbecke Nr. 2: 17-20.

SCHULZ, H. (1988): Weißstorchzug. Ökologie, Gefährdung und Schutz des Weißstorchs in Afrika und Nahost. WWF-Umweltforschung 3. Verlag Josef Margraf, Weikersheim. 459 pp.

SCHULZ, H. (1999): Der Weltbestand des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) Ergebnisse des 5. Internationalen Weißstorchzensus 1994/95 Pp. 335-350 in :SCHULZ, H. (Hrsg.) Weißstorch im Aufwind? - White Storks on the up? Proceedings, Internat. Symp. on the White Stork, Hamburg 1996. - NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bonn.

SEITZ, A. (1940): Der Hausstorchbestand im Burgenland (Gau Niederdonau) 1934-1939. Beitr. z. Fortpflanzungsbiol. Vögel 16: 87-92.

STRUWE, B. & THOMSEN, K.-M. (1991): Untersuchungen zur Nahrungsökologie des Weißstorchs (*Ciconia ciconia,* L. 1758) in Bergenhusen 1989. Corax 14. 210-238.

THOMSEN, K.-M. & STRUWE, B. (1994): Vergleichende nahrungsökologische Untersuchungen an Weißstorch-Brutpaaren (*Ciconia ciconia*) in Stapelholm und im Kreis Hzgt. Lauenburg. Corax 15. 293-308.

THOMSEN, K.-M.; DZIEWIATY, K. & SCHULZ, H. (2001): Zukunftsprogramm Weißstorch – Aktionsplan zum Schutze des Weißstorchs in Deutschland. Naturschutzbund Deutschland, Bonn.319 pp.

TRIEBL, R. & FRÜHSTÜCK, H. (1979): Erhebungen über den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) im Burgenland von 1963-1973. Natur u. Umwelt im Burgenland, Sonderheft. 29 pp.

12.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Weißstorch ist in den meisten Teilen seines österreichischen Verbreitungsgebiets flächendeckend verbreitet, daher ist eine Unterteilung in einzelne Vorkommen nicht praktikabel. Nennenswerte Brutbestände sind nur in zwei SPAs (Neusiedler See/Seewinkel und March/Thaya-Auen) vorhanden. Da der Weißstorch hinsichtlich seines Lebensraums relativ unspezialisiert ist und daher keine engen Bindungen an spezielle Habitatstrukturen zeigt ist eine Angabe generell gültiger Habitatindikatoren nicht möglich. Da andererseits aber die Bestände der Art seit langer Zeit alljährlich erhoben werden, steht mit diesem Material eine ideale Basis für eine Bewertung des Erhaltungszustandes zur Verfügung, die eine Anwendung von Habitatindikatoren nicht notwendig macht.

12.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

12.2.2 Indikatoren für das Gebiet (nur Gebiete mit mehr als vier Brutpaaren)

Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für 10 Jahre) > 2	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für 10 Jahre) 1,6-2,0	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für 10 Jahre) < 1,6

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

12.3 Bewertungsanleitung

12.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

12.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator Bestandsentwicklung „A“ Populationsindikator Bruterfolg nicht schlechter als „B“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator Bestandsentwicklung „B“ Populationsindikator Bruterfolg nicht schlechter als „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator Bestandsentwicklung „C“ Populationsindikator Bruterfolg nicht besser als „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

13 A034 *PLATALEA LEUCORODIA*

13.1 Schutzobjektsteckbrief

13.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Löffler

Englisch: Spoonbill, Französisch: Spatule blanche, Italienisch: Spatola, Spanisch: Espátulas común

13.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Ciconiiformes – Schreitvögel, Familie Treskiornithidae – Ibisse und Löffler

Merkmale: Langbeiniger, weißer Schreitvogel. Durch die Kombination von weißem Gefieder, langem, löffelförmigem Schnabel und im Flug ausgestrecktem Hals in Europa unverkennbar.

13.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Löffler leben das ganze Jahr über, sowohl im Brut- als auch im Überwinterungsgebiet, in Gruppen. Nahrungsflüge, Rast und Zug werden ebenfalls in kleinen Trupps durchgeführt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977).

Fortpflanzung: Die Eiablage beginnt, abhängig von Wasserstand und Temperatur, am Neusiedler See Ende April und zieht sich durch den Mai; einzelne Paare können aber auch erst Wochen später als das Gros der anderen Brutvögel mit der Ablage starten. Das Vollgelege besteht aus 3-5 Eiern, die Brutdauer liegt bei 21-25 Tagen, die Jungvögel benötigen 45-50 Tage bis zum Ausfliegen. Flügge Junge sind ab Mitte Juli zu erwarten. Der Löffler führt nur eine Jahresbrut durch, brütet in artreinen Kolonien, in gemischten Schreitvogelkolonien werden abgeschlossene Unterkolonien gebildet (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977). Im Gegensatz zum Silberreiher liegen die Nester des Löfflers am Neusiedler See überwiegend direkt an der Wasserlinie oder höchstens 40 cm darüber (MÜLLER 1987b). Die Nester wurden, entsprechend dem Angebot, ausschließlich aus Schilfhalmen gebaut (MÜLLER 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: Löffler erbeuten ein breites Spektrum an wasserbewohnenden Tieren, die Beutetiere können Größen zwischen einem und 15 Zentimetern aufweisen (MÜLLER 1987a). Aufgenommen werden u.a. Wasserinsekten und ihre Larven (Käfer, Libellen, Köcherfliegen, Zweiflügler, und Wasserwanzen), Crustaceen, Mollusken, kleine Fische, Kaulquappen, Frösche, Molche (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, CRAMP & SIMMONS 1977). In einer Brutkolonie im Südwesten Spaniens waren allerdings kleine Fische mit einem Anteil von 71,2 % an der gesamten Beutetiermenge der mit Abstand wichtigste Bestandsteil der Nestlingsnahrung, gefolgt von Kleinkrebsen mit 21,5 %, Wasserasseln mit 1,8 %, Wasserinsekten mit 2,6 % sowie Spinnen und Schnecken mit je 1,3 %. Die Länge der erbeuteten Fische betrug im Schnitt 49,96 mm, die größten erreichten 8,5 cm (AGUILERA et al. 1996). Quantitative Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung von Brutplätzen aus der Pannonischen Region stehen nicht zur Verfügung.

Die Nahrungssuche erfolgt ausschließlich in aquatischen Habitaten. Als taktiler Jäger taucht der Löffler die verbreiterte Schnabelspitze, bei leicht geöffnetem Schnabel, mit seitlichen Kopfbewegungen durchs Wasser.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

13.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Löffler besiedelt, von wenigen Ausnahmen abgesehen, flache Stillgewässer des Tieflandes. Typische Bruthabitate sind die Mündungen größerer Flüsse, ausgedehnte Flusstäler und größere Sumpfgebiete. Die eigentlichen Brutplätze liegen an Orten, die weitgehend frei von Störungen durch Prädatoren und Menschen sind: In Mitteleuropa sind dies in erster Linie ausgedehnte Schilf-Röhrichte, in Frage kommen aber auch Baumbestände und große Büsche auf Inseln. Zur Nahrungssuche benötigt der Löffler Flachwasserzonen, die weitgehend frei von Unterwasservegetation sind.

In Österreich brüten die Vögel auf der sogenannten Grossen Schilfinsel im österreichisch-ungarischen Grenzgebiet, eine der entlegensten und ungestörtesten Stellen des 103 km² großen Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Löffler bauen hier ihre Nester ausschließlich in ungemähte Altschilfbestände und bevorzugen Bereiche lichteren Schilfs, die sich durch eine horstartige Struktur auszeichnen (MÜLLER 1983). Im Koloniebereich lag die Wassertiefe stets zwischen 0,5 und einem Meter (MÜLLER 1983). Während nahrungssuchende Löffler in den 1970er und 1980er regelmäßig die Lacken und Überschwemmungsflächen des Seewinkels nutzten (MÜLLER 1987), werden zumindest seit Ende der 1990er Jahre überwiegend im Schilfgürtel des Sees gelegene Flächen aufgesucht (NEMETH et al. 2004).

Der Löffler kann aufgrund seiner morphologischen Ausstattung nicht außerhalb des Wassers jagen, er bevorzugt geringe Wassertiefen von maximal 20-30 cm mit geringem Vegetationsbewuchs und hartem Untergrund (FESTETICS & LEISLER 1999). An der Atlantikküste Frankreichs wurden Wassertiefen zwischen sieben und 30 cm genutzt, der Großteil der Beobachtungen (ca. 70 %) gelang in weniger als 15 cm tiefem Wasser (BOILEAU & PLICHON 2002). In der Save-Niederung (Kroatien) wurden Wassertiefen zwischen 10 und 30 cm ganz deutlich bevorzugt, seicht überschwemmte Weiden bildeten hier das zur Brutzeit am häufigsten genutzte Nahrungshabitat (SCHNEIDER-JACOBY et al. 2002). Zur Nahrungssuche werden am Neusiedler See nach Untersuchungen in den frühen 1980er Jahren bis zu 20 km weit entfernte Gebiete aufgesucht (MÜLLER 1987a), das Angebot ist aber von den jährlich wechselnden Wasserstandsverhältnissen abhängig. In der kroatischen Save-Niederung lagen die Nahrungsgebiete bis zu 35 km von den Brutkolonien entfernt (SCHNEIDER-JACOBY et al. 2002).

13.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Populationsdynamisch wirksame Faktoren wie Bruterfolg, Lebensdauer, Geburtsortstreue und Umsiedlungsverhalten sind für den Löffler kaum untersucht. Wie die meisten anderen koloniebrütenden Vogelarten halten Löffler an einmal gewählten Koloniestandorten viele Jahre lang fest. Geburtsortstreue ist wahrscheinlich: in einer südspanischen Kolonie wurden 94 % der Exemplare, die als Nestlinge beringt und später auch als Adulte beobachtet wurden, zumindest einmal innerhalb 100 km der Geburtskolonie festgestellt (DE LE COURT & AGUILERA 1997).

Wanderungen: Löffler sind Zugvögel, die Winterquartiere der westeuropäischen Brutvögel liegen an der Atlantikküste Westafrikas in Mauretanien, dem Senegal und in unbekanntem Ausmaß auch weiter südlich (POORTER 1982). Die Überwinterungsplätze der Brutvögel Mitteleuropas liegen hingegen im Mittelmeergebiet (v.a. Tunesien und Nildelta), ein Teil dieser Vögel zieht dem Nil folgend bis in den Sudan. Mitteleuropäische Brutvögel ziehen nach Ringfunden über Italien nach Tunesien oder über Griechenland nach Ägypten ins Nildelta (MÜLLER 1984a). Ein Zwischenzug, wie er bei vielen Reiher- und Ibisarten vorkommt, ist für die zentraleuropäische Population nicht durch Ringfunde belegt (MÜLLER 1984a), aber wahrscheinlich. Jungvögel der südspanischen Population verstreichen bis zu 1.150 km nördlich nach Frankreich (DE LE COURT & AGUILERA 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

13.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Lokaler Brutvogel von Westeuropa und Westafrika quer durch Asien östlich bis Ostsibirien und den Indischen Subkontinent. Der Weltbestand der Art wird aktuell auf 58.400-59.400 Exemplare geschätzt (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 20 Staaten bekannt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Der Gesamtbestand wird auf 6.000-10.000 Brutpaare geschätzt.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 1.100-2.100 Brutpaare.

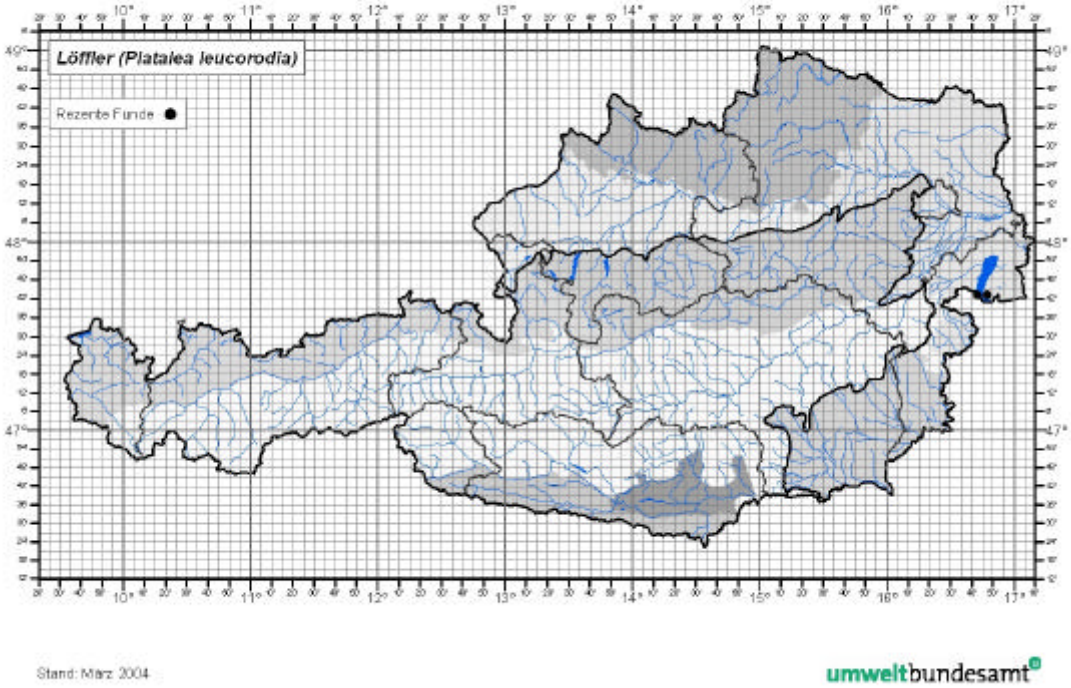
*Tabelle: Brutbestand des Löfflers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000), * VOSLAMBER (1994), ** DE LE COURT & AGUILERA (1997).*

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	40-77	1998-2002
Dänemark	2	1996
Frankreich	53-58	1997
Deutschland	11	1996
Griechenland	113-172	1986
Italien	2-33	1988-1997
Niederlande	400-800*	1990-1995
Portugal	1-5	1991
Spanien	500-1.000**	1990-1995

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Der einzige österreichische Brutplatz liegt auf der Grossen Schilfinsel im Südteil des Neusiedler Sees. Der Brutbestand der Jahre 1998-2002 lag zwischen 40 und 77 Brutpaaren (1998 63, 1999 70, 2000 77, 2001 40, 2002 46; (NEMETH et al. 2004, E. NEMETH unveröff.).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Außerhalb des Neusiedler See-Gebiets tritt der Löffler nur sehr unregelmäßig und vereinzelt auf. Eine Ausnahme bilden die unteren Marchauen, wo die Art ein beinahe alljährlicher Gast ist. Frühjahrbeobachtungen sind zwar zahlreicher, betreffen aber zumeist einzelne Vögel, im Herbst finden sich jedoch bisweilen auch kleinere Trupps ein; das bisherige Maximum waren 17 Exemplare im August 1998 (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



13.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2, Rote Liste Österreich: CR (critically endangered/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die langfristige Bestandsentwicklung der Art ist in Österreich gut dokumentiert. Zu Beginn der 1950er Jahre wurde der Bestand auf 200-250 Brutpaare geschätzt (BAUER et al. 1955). Eine erste Zählung aus der Luft per Hubschrauber fand 1960 statt, damals wurden 179 Brutpaare gezählt (KOENIG 1961). 10 Jahre später wurden alljährlich Zählungen (ebenfalls per Hubschrauber) in den Jahren 1970 bis 1976 durchgeführt (FESTETICS & LEISLER 1999). Diese Erhebungen ergaben für 1971 und 1972 noch sehr hohe Zahlen von 245 bzw. 235 Brutpaaren. 1973 halbierte sich der Bestand dann innerhalb eines Jahres und blieb in den folgenden Jahren auf diesem deutlich niedrigerem Niveau. 1975 wurden nur mehr 75, 1976 nur mehr 110 Brutpaare gezählt. Seit 1981 erfolgen alljährliche Bestandskontrollen per Flugzeug durch die Biologische Station Illmitz. Deutlich wird, dass der Löfflerbestand des Neusiedler Sees im Verlauf der 1980er Jahre weiter zurückgegangen ist, bis in den sehr trockenen Jahren 1990 und 1991 dann gar keine Bruten nachgewiesen werden konnten. Die Befürchtung, das dies das Ende der Bruttradition der Art am See wäre, erfüllte sich zum Glück nicht. 1992-1997 konnten jeweils wieder 10-25 Brutpaare nachgewiesen werden, 1998-2000 bewegte sich der Brutbestand mit 63-77 Paaren sogar wieder auf dem Niveau der frühen 1980er Jahre. In den trockenen Jahren 2001 und 2002 kam es allerdings zu einem neuerlichen Rückgang auf 40 und 46 Paare.

Der Einbruch in den frühen 1970er Jahren fällt zusammen mit der weitgehend kompletten Aufgabe aller Brutkolonien am Westufer des Neusiedler Sees. Wurden hier 1970 und 1971 noch 145 bzw. 135 Paare gezählt, fiel der Bestand 1972-1974 auf 20-50 und betrug 1975 nur mehr

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

fünf Paare (FESTETICS & LEISLER 1999). Seither brütet der Löffler in den meisten Jahren nur mehr in einer einzigen Kolonie auf der Grossen Schilfinsel im Südosten des Neusiedler Sees, Brutnachweise am Westufer gelangen lediglich 1981 und 1984 (DVORAK et al. 1993).

Gefährdungsursachen: Die folgenden Einflussfaktoren sind als Ursachen für Bestandsveränderungen in Betracht zu ziehen (GRÜLL 1994):

Wasserstandsschwankungen: Niedere Wasserstände im Brutgebiet bedeuten für den Löffler in erster Linie eine Einschränkung der Fläche der nutzbaren Nahrungsgebiete. Dass die Brutbestände in Abhängigkeit vom Wasserstand schwanken, legen bereits die Angaben aus den 1930er Jahren (zusammengestellt in ZIMMERMANN 1943) nahe. Auch die starken Bestandsabnahmen Mitte der 1970er und der Zusammenbruch in den frühen 1990er Jahren fallen mit Trockenperioden zusammen. Umgekehrt führten allerdings die sehr feuchten Jahre 1996 und 1997 erst verzögert (1998) zu einer Zunahme. In den trockenen Jahren 2001 und 2002 halbierte sich der Brutbestand wiederum.

Schilfnutzung: Löffler nisten in ungestörten Altschilfbeständen (MÜLLER 1983). Schilfschnitt und Brände führen zur Entstehung von großflächigen Jungschilfbeständen, die vom Löffler nicht als Brutplatz angenommen werden. Die aktuell bestehende Brutkolonie liegt zwar in einem Bereich des Schilfgürtels, in dem kein Schilfschnitt statt findet, in den letzten Jahren kam es aber in unmittelbarer Nachbarschaft des Brutplatzes durch außer Kontrolle geratene oder vorsätzlich gelegte Schilfbrände mehrmals zu Verlusten ausgedehnter Altschilfbereiche. Potentiell sind dadurch auch Löfflerkolonien gefährdet, da die Art eine ausgeprägte Standortstreue zeigt.

Strukturveränderungen im Schilfgürtel: Langfristig gesehen wird der erst seit wenig mehr als 100 Jahren in seiner jetzigen Form bestehende Schilfgürtel des Neusiedler Sees unweigerlich verlanden. Der Löffler wird als Art, die zur Brut und Nahrungssuche obligat an permanent anstehendes Wasser gebunden ist, von Verlandungstendenzen in erster Linie durch den Verlust an Nahrungshabitaten negativ betroffen.

Veränderungen im Nahrungsangebot: Das allgemeine Absinken der (Grund-)Wasserstände im Seewinkel und das damit verbundene häufigere Austrocknen auch der vom Grundwasser beeinflussten Lacken wirkt sich vermutlich bereits seit längerem negativ auf das Angebot an geeigneten Nahrungsflächen aus (auch durch das weitgehende Verschwinden der Fischbestände) und ist vermutlich ein wesentlicher Grund für die Abnahme der Art im Neusiedler See-Gebiet.

Direkte Verfolgung und *Störungen durch Tourismus:* Vor allem die direkte Verfolgung – über die Vernichtung von Kolonien durch Absammeln von Gelegen wurde noch in den 1950er Jahren berichtet (BAUER et al. 1955) – stellte in früheren Jahrzehnten einen wesentlichen Gefährdungsfaktor dar, spielt aber heutzutage keine Rolle mehr. Auch der Tourismus ist als Störungsquelle durch den Nationalpark-Status von großen Teilen des Gebiets zu vernachlässigen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Große Teile der derzeit vom Löffler am Neusiedler See genutzten Flächen liegen sowohl auf österreichischer wie auf ungarischer Seite im Bereich der beiden Nationalparke und unterliegen daher einem Flächenschutz. Geeignete Schutzmaßnahmen müssen in erster Linie auf die Erhaltung bzw. Neuschaffung von geeigneten Nahrungsflächen abzielen. Im Seewinkel sind Maßnahmen zur Stabilisierung bzw. neuerlichen Anhebung der Grundwasserstände dringlich.

13.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Löfflers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

13.1.9 Kartierung

Die Bestandsentwicklung der Art ist durch das bereits seit mehr als 20 Jahren laufende Monitoring-Programm gut bekannt. Aktuell werden vom Flugzeug aus pro Jahr mehrere Zählungen der in Kolonien brütenden Schreitvögel im Rahmen eines Projektes des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel durchgeführt. Diese sollten auch über die Laufzeit des gegenwärtigen Projektes weitergeführt werden.

13.1.10 Wissenslücken

Die Brutbestände des Löfflers am Neusiedler See werden seit mehr als 40 Jahren erhoben, ein regelmäßiges Monitoring wurde vor rund 20 Jahren eingerichtet. Zur Ökologie der Art am See führte MÜLLER (1984b) im Rahmen einer Dissertation umfangreiche Untersuchungen in den Jahren 1981-1983 durch. Neuere Beobachtungen zeigen jedoch, dass sich vor allem die Raumnutzung seitdem deutlich verändert hat. Eine neuerliche Auswertung vorhandener Daten wäre daher zu empfehlen. Im Rahmen eines vierjährigen Untersuchungsprogramms zur Ökologie der Schreitvogelarten im Neusiedler See-Gebiet (NEMETH et al. 2004) wurden auch zahlreiche Daten zur Raumnutzung des Löfflers gesammelt. Eine spezielle Auswertung dieses Materials in Hinblick auf die Nahrungsökologie und Nahrungsgebietsnutzung wird zur Formulierung von konkreten Schutzprogrammen empfohlen.

13.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten aus Oberösterreich Naturschutz aktuell Sonderband 1997. 148 pp.

AGUILERA, E.; RAMO, CH., & DE LE COURT, Ch. (1996): Food and Feeding Sites of the Eurasian Spoonbill (*Platalea leucorodia*) in Southwestern Spain. Colonial Waterbirds 19: 159-166.

BAUER, K.; LUGITSCH, R. & FREUNDL, H. (1955) Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BOILEAU, N. & PLICHON, A: (2002): Écologie et choix des sites alimentaires chez la Spatule blanche *Platalea leucorodia* en halte migratoire. Alauda 70: 363-376.

DE LE COURT, C. & AGUILERA, E. (1997): Dispersal and migration in Eurasian Spoonbills *Platalea leucorodia*. Ardea 85: 193-202

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FESTETICS, A. & LEISLER, B. (1999): Die Brutkolonien der Reiher und Löffler am Neusiedler See – Bestandsentwicklung, Nistökologie, Naturschutz. Ökol. Vögel 21: 269-329.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GRÜLL, A. (1994): Schilfvögel. Pp. 194-226 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

KOENIG, O. (1960): Neue Wege zur Erforschung der Reiherkolonien des Neusiedler Sees. Bgld. Heimatbl. 22: 15-22.

MÜLLER, Ch. Y. (1983): Die Bedeutung von Altschilfbeständen für die Löffler und Reiher am Neusiedlersee. Egretta 26: 43-46.

MÜLLER, Ch. Y. (1984a): Bestandsentwicklung und Zugverhalten der Löffler (*Platalea leucorodia* L.) im österreichisch-ungarischen Raum. Egretta 27: 45-67.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MÜLLER, Ch. Y. (1984b): Ethologische und ökologische Untersuchungen an den Löfflern (*Platalea leucorodia* L.) am Neusiedlersee; mit Vergleichen zu ungarischen Beständen. Diss. Univ. Wien. 135 pp.

MÜLLER, Ch. Y. (1987a): Nahrungs- und Ruhehabitate des Löfflers *Platalea leucorodia* am Neusiedlersee (Österreich). Ornithol. Beob. 84: 237-245.

MÜLLER, Ch. Y. (1987b): Beiträge zur Fortpflanzung und Jungenaufzucht der Löffler (*Platalea leucorodia* L.) im Neusiedlerseegebiet. Egretta 30: 13-23.

NEMETH, E:; GRUBBAUER, P.; RÖSSLER, M. & SCHUSTER, A: (2005): Ökologie der Reiher und Löffler des Neusiedler See-Gebietes. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Bruterfolg, Populationsentwicklung und Schutz der in Kolonien brütenden Schreitvögel. Erscheint in BFB-Berichte.

POORTER, E.R.P. (1982): Migration et dispersion des Spatules néerlandaises. L´Oiseau et R.F.O. 52: 305-334.

SCHNEIDER-JACOBY, M.; MIKUSKA, T.; KOVACIC, D.; ŠETINA, M. & TADIC, Z. (2001): Dispersal by accident - the Spoonbill *Platalea leucorodia* population in Croatia. Acrocephalus 22: 191-206.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Global Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

ZIMMERMANN, R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 54/1. 272 pp.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

13.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da der Gesamtbestand der Art alljährlich erhoben wird, ist dem Populationsindikator Bestandsentwicklung die größte Bedeutung beizumessen. Die Habitatindikatoren sind dieselben wie diejenigen Purpur- und Silberreiher.

13.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

13.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habiatatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Vegetation	Mehr als 75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	50-75 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 50 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	75-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 75 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (± 20 %) oder nimmt um 20-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

13.3 Bewertungsanleitung

13.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

13.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens ein Habitatindikator „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“, außer beide Habitatindikatoren sind „A“; beide Habitatindikatoren „C“ und Populationsindikator nicht „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

14 A037 *CYGNUS COLUMBIANUS*

14.1 Schutzobjektsteckbrief

14.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Zwergschwan

Englisch: Bewick's Swan, Französisch: Cygne de Bewick, Italienisch: Cigno minore, Spanisch: Cisne chico

Systematische Stellung: Ordnung Anseriformes – Entenvögel, Familie Anatidae – Entenvögel

Merkmale: Etwas kleiner als Singschwan. Der Schnabel des Zwergschwans ist gelb gefärbt. Die Gelbfärbung weist beim Zwergschwan im Gegensatz zum Singschwan eine deutlich geringere Ausdehnung auf und reicht maximal bis zum Nasenloch.

14.1.2 Biologie

Sozialverhalten: Wie der Höckerschwan ist der Zwergschwan zur Brutzeit ausgesprochen territorial (CRAMP & SIMMONS 1977). Während der Zugzeit und des Winters ist die Art hingegen gesellig und kann sich auch mit anderen Schwanenarten vergesellschaften.

Fortpflanzung: Der Zwergschwan kommt Anfang Mai im Brutgebiet an (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). Das Nest wird auf kleinen Erhebungen angelegt, um einen guten Rundblick zu gewährleisten. Das Nest besteht aus Moos und Stängeln diverser Pflanzen. In der Regel werden 3-5 Eiern gelegt (CRAMP & SIMMONS 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Zwergschwan ernährt sich hauptsächlich von pflanzlicher Nahrung u.a. Wasserpflanzen (vor allem submers), Gras, Klee, verschiedene Saaten und Hackfrüchte (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). Die Nahrungsaufnahme erfolgt gründelnd im Seichtwasser oder mit eingetauchtem Kopf. Auf diese Art und Weise kann die Nahrung bis maximal ein Meter Tiefe erreicht werden (CRAMP & SIMMONS 1977).

14.1.3 Autökologie

Lebensraum: Der Zwergschwan ist ein Brutvogel der Tundren und brütet hier an stehenden Gewässern (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). Das Brutareal des Zwergschwans liegt nördlicher als jenes vom Singschwan, der fast ausschließlich südlich der Baumgrenze brütet.

14.1.4 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg ist jährlich starken Schwankungen ausgesetzt (CRAMP & SIMMONS 1977). So haben Winterzählungen in Großbritannien im Zeitraum 1953-1972 Variationen im Jungvogelanteil zwischen sieben und 44 % ergeben. Aufgrund der kurzen Vegetationsperiode, die den Vögeln in arktischen Lebensräumen zur Verfügung steht, gibt es eine hohe Synchronisation in der Brutperiode. Dadurch kann ein großer Teil der Gelege und Jungvögel durch schlechte Wetterverhältnisse verloren gehen.

Wanderungen: Der Zwergschwan ist ein Zugvogel, dessen zentrale Überwinterungsgebiete in Nordwesteuropa zu finden sind (GILISSEN et al. 2002). Die größten Bestände finden sich in den Niederlanden, in Südengland und in Irland.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

14.1.5 Verbreitung und Bestand

Global: Der Zwergschwan ist Brutvogel der Arktis in Eurasien und Nordamerika (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990).

Europa: In Europa brütet der Zwergschwan mit 3.000-3.500 Brutpaaren ausschließlich in Russland (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000, WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Europäische Union: Der Zwergschwan brütet nicht in der Europäischen Union.

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals des Zwergschwans.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Zwergschwan ist in Österreich ein nur in sehr geringen Zahlen vorkommender Wintergast. Die Winterpopulation wird mit 1-6 Individuen angegeben, wobei die Art nur am Bodensee regelmäßig überwintert (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). In den restlichen Landesteilen ist die Art eine Ausnahmeerscheinung (vgl. RANNER et al. 1995, LABER & RANNER 1997).

14.1.6 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3 winter/localized winter, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Aufgrund der geringen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine Aussagen über Bestandsentwicklungen getroffen werden.

Gefährdungsursachen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Gefährdungsfaktoren mit dem Vorkommen der Art in Verbindung gebracht werden.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Schutzmaßnahmen genannt werden.

14.1.7 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Zwergschwans.

14.1.8 Kartierung

Die Erfassung erfolgt über direkte Zählungen wie z. B. die Internationalen Wasservogelzählungen (AUBRECHT & WINKLER 1997).

14.1.9 Wissenslücken

Das Auftreten der Art sollte weiterhin dokumentiert werden (vgl. RANNER et al. 1995, LABER & RANNER 1997).

14.1.10 Literatur

AUBRECHT, G. & WINKLER, H. (1997): Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970-1995 – Trends und Bestände. Österr. Akademie d. Wiss. Biosystematics and Ecology Series No. 13. Wien.175 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BAUER, K.M. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2. Anseriformes (1. Teil). Entenvögel: Schwäne, Gänse, Enten. AULA-Verlag. Wiesbaden. 540 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977): The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press. 722 pp.

GILISSEN, N.; HAANSTRA, L.; DELANY, S.; BOERE, G. & HAGEMEIJER, W. (2002): Numbers and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1997, 1998 and 1999. Wetlands Intenational Global Series No. 11. Wageningen. 182 pp.

LABER, J. & RANNER, A. (1997): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1991-1995. 2. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 40: 1-44.

RANNER, A.; LABER, J. & BERG, H.-M. (1995): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1980-1990. 1. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 38: 59-98.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterbird Population Estimates - Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12, Wageningen. 226 pp.

14.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der Tatsache, dass die Art in Österreich nur vereinzelt und in sehr geringer Zahl auftritt, können keine Indikatoren für den Günstigen Erhaltungszustand angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

15 A038 *CYGNUS CYGNUS*

15.1 Schutzobjektsteckbrief

15.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Singschwan

Englisch: Whooper Swan, Französisch: Cygne chanteur, Italienisch: Cigno selvatico, Spanisch: Cisne cantor

Systematische Stellung: Ordnung Anseriformes – Entenvögel, Familie Anatidae – Entenvögel

Merkmale: Der Singschwan erreicht die Größe des Höckerschwans, und ist von diesem durch den bis auf einen schwarzen Keil gelbgefärbten Schnabel zu unterscheiden.

15.1.2 Biologie

Sozialverhalten: Wie der Höckerschwan ist der Singschwan zur Brutzeit ausgesprochen territorial (CRAMP & SIMMONS 1977). Während der Zugzeit und des Winters ist die Art hingegen gesellig und kann sich auch mit Gänsen oder anderen Schwanenarten vergesellschaften.

Fortpflanzung: Während der Singschwan im Norden seines Verbreitungsgebietes oft ohne Sichtschutz brütet, bevorzugt er im Süden deckungsreiche Brutplätze (BAUER & GLUTZ VON BLOTHEIM 1990). Das Nest besteht aus Schilf, Gras, Wasserpflanzen und Moos. Die Gelegegröße liegt bei 4-7 Eiern.

Nahrung und Nahrungssuche: Der Singschwan ernährt sich hauptsächlich von Wasserpflanzen, die er im Süß- wie auch Salzwasser sucht (CRAMP & SIMMONS 1977). Im Gegensatz zum Höckerschwan, der die Pflanzen abreißt, gräbt der Singschwan oft nach Wurzeln. Im Winterquartier werden auch Felder als Nahrungsquelle genutzt (LAUBEK et al. 1999).

15.1.3 Autökologie

Lebensraum: Der Singschwan ist ein Brutvogel von Moor-, Tundren- und Waldseen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). Weiters kommt die Art an Mündungen arktischer Flüsse und in Island auch auf Bergseen bis 800 m Seehöhe vor. Außerhalb der Brutzeit werden seichte Süßgewässer, geschützte Brack- und Salzwasserbuchten sowie Agrarflächen aufgesucht. Bei in Nordwesteuropa brütenden Singschwänen wurden während des Winters Unterschiede in der Habitatwahl festgestellt (LAUBEK et al. 1999). Individuen, die in Dänemark, Norddeutschland, Südschweden und den Niederlanden überwintern, bevorzugen landwirtschaftlich genutzte Flächen zur Nahrungssuche. Singschwäne, deren Überwinterungsquartier in Skandinavien, den Baltischen Staaten bis Polen und in Mitteleuropa liegt, ernähren sich fast ausschließlich in Feuchtgebieten. Innerhalb des Winterhalbjahres kann es aufgrund von Frostperioden aber zu bedeutenden Verschiebungen in der Nutzung der Habitate kommen (LAUBEK 1995, NILSSON 1997).

15.1.4 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg ist jährlich starken Schwankungen ausgesetzt (CRAMP & SIMMONS 1977, BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). So ist der Anteil an einjährigen Vögeln in Südschweden von der Härte des vorangegangenen Winters abhängig (NILSSON 1979). In milden Wintern können Weibchen mehr Energiereserven anlegen, wodurch der Bruterfolg im darauffolgenden Frühjahr deutlich steigt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Wanderungen: Der Singschwan ist sowohl Strich- wie auch Zugvogel, dessen zurückgelegte Entfernungen je nach Härte des Winters variieren (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). Russische und fenno-skandinavische Brutvögel sind größtenteils Zugvögel, die ihre Brutgebiete zu Beginn der Frostperioden Mitte bis Ende September verlassen (CRAMP & SIMMONS 1977, BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990). Sie überwintern in Deutschland, Dänemark und Schweden und können in strengen Wintern bis an die Küsten der Britischen Inseln vordringen. Vögel, die in den Küstengebieten des Schwarzen und Kaspischen Meeres bzw. im Mittelmeerraum überwintern, dürften aus weiter östlich brütenden Populationen stammen. Isländische Vögel verbleiben dagegen länger auf der Insel und ziehen dann entweder direkt oder über Schottland, Nordengland und Nordwales in ihr zentrales Überwinterungsgebiet in Nordirland.

15.1.5 Verbreitung und Bestand

Global: Der Singschwan ist Brutvogel im Norden Eurasiens von Island bis Kamtschatka und Sachalin (BAUER & GLUTZ VON BLOTHEIM 1990).

Europa: Der Singschwan besiedelt den Norden Europas von Island bis nach Russland (BAUER & GLUTZ VON BLOTHEIM 1990). Die größten Vorkommen sind in Russland mit 3.000-3.700, in Schweden mit 3.000-4.000, in Island mit 2.500 und in Finnland mit 1.400-1.600 Brutpaaren zu finden (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Singschwans in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 4.300-5.300 Brutpaare.

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals des Singschwans.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Winterbestand des Singschwans in Österreich belief sich Anfang der 1990er Jahre auf 84-127 Individuen (BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Der Bodensee beherbergt den Großteil des Bestands, wobei die Art nur hier regelmäßig überwintert (AUBRECHT & WINKLER 1997). Die Maximalzahlen der Jahre 1996-2003 lagen bei: 1996/97 200, 1997/98 165, 1998/99 105, 1999/00 86, 2000/01 78, 2001/02 205 und 2002/03 bei 258 (ORNITHOLOGISCHER INFORMATIONSDIENST VORARLBERG). Einzelne Individuen tauchen unregelmäßig am Unteren Inn, an der Donau, an der Traun und im Neusiedler See-Gebiet auf.

15.1.6 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4 winter, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Während die nordwest- und zentraleuropäischen Winterbestände zunehmen, gibt es in Osteuropa einen negativen Trend (AUBRECHT & WINKLER 1997). Die österreichische Winterpopulation entwickelt sich entsprechend der Situation in Mittel- und Nordwesteuropa und nimmt seit den 1970er Jahren stetig zu.

Gefährdungsursachen: Für den Singschwan gibt es keine erkennbaren Gefährdungsszenarien.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Aufgrund fehlender Gefährdungsszenarien können keine Schutzmaßnahmen definiert werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

15.1.7 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Singschwans.

15.1.8 Kartierung

Die Erfassung erfolgt über direkte Zählungen wie z. B. die Internationalen Wasservogelzählungen (AUBRECHT & WINKLER 1997).

15.1.9 Wissenslücken

Die Erfassung der Winterbestände erfolgt weiterhin über die Internationalen Wasservogelzählungen. Zur Zeit werden aber nur die Mittwinterzählungen regelmäßig ausgewertet (AUBRECHT & BÖCK 1985, AUBRECHT & WINKLER 1997). Neben diesen im Januar stattfindenden Zählungen werden die Wasservögel in vielen Bundesländern auch an anderen Terminen erfasst. Eine Auswertung dieser restlichen Zählungen und der im Archiv von BirdLife Österreich vorhandenen Daten wäre wünschenswert, um einen besseren Überblick über die tatsächlichen Winter- und Durchzugsbestände und deren Dynamik zu erhalten.

15.1.10 Literatur

AUBRECHT, G. & WINKLER, H. (1997): Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970-1995 – Trends und Bestände. Österr. Akademie d. Wiss. Biosystematics and Ecology Series No. 13. Wien.175 pp.

BAUER, K.M. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2. Anseriformes (1. Teil). Entenvögel: Schwäne, Gänse, Enten. AULA-Verlag. Wiesbaden. 540 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1977): The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press. 722 pp.

GILISSEN, N.; HAANSTRA, L.; DELANY, S.; BOERE, G. & HAGEMEIJER, W. (2002): Numbers and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1997, 1998 and 1999. Wetlands Intenational Global Series No. 11. Wageningen. 182 pp.

LAUBEK, B. (1995): Habitat use by Whooper Swans *Cygnus Cygnus* and Bewick´s Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering in Denmark: Increasing agricultural conflicts. Wildfowl 46: 8-15.

LAUBEK, B.; NILSSON, L.; WIELOCH, M.; KOFFIJBERG, K.; SUDFELDT, C. & FOLLESTAD, A. (1999): Distribution, numbers and habitat choice of the NW European Whooper Swan *Cygnus cygnus* population: results of an international census in January 1995. Vogelwelt 120: 141-154.

NILSSON, L. (1979): Variation in the production of young swans wintering in Sweden. Wildfowl 30: 129-134.

NILSSON, L. (1997): Changes in numbers and habitat utilization of wintering Whooper Swans *Cygnus Cygnus* in Sweden 1964-97. Ornis Svecica 7: 133-142.

15.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Singschwan tritt nur in einem SPA (Rheindelta) regelmäßig als Wintergast auf. Da die Art hier keine spezifischen Habitatansprüche stellt, ist eine Angabe von Habitatindikatoren nicht möglich.

15.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

15.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um weniger als 50 % zu oder ab	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % ab

15.3 Bewertungsanleitung

15.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

15.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

16 A045 *BRANTA LEUCOPSIS*

16.1 Schutzobjektsteckbrief

16.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Weißwangengans

Englisch: Barnacle Goose, Französisch: Bernache nonnette, italienisch: Oca facciabianca, Spanisch: Barnacla cariblanca

16.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Anseriformes – Entenvögel, Familie Anatidae – Entenvögel

Merkmale: Mittelgroße, kompakte Gans mit dicklichem, kurzem Hals, gerundetem Kopf und kurzem, schwarzen Schnabel. Hals und Brust sind schwarz, der Kopf ist bis auf einen Zügel, Scheitel und Hinterkopf, die schwarz sind, weiß. Die Unterseite ist silbrigweiß, die Oberseite grau mit starker schwarz/weißer Bänderung. Im Flug unterscheidet der Kontrast zwischen schwarzem Hals und Brust und weißem Bauch die Art von der in etwa gleich großen Ringelgans.

16.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Weißwangengänse brüten normalerweise in kleinen Kolonien die in der Regel eine Größe von 50 Paaren nicht überschreiten, ausnahmsweise aber auch bis zu 150 Brutpaare umfassen. Die Nestterritorien umfassen nur 3-15 m², benachbarte Nester liegen gewöhnlich 5-15 Meter auseinander, bisweilen aber auch nur zwei Meter. Seltener brütet die Art auch einzeln. Nach dem Schlupf werden die Jungvögel vom Brutplatz zu günstigen Nahrungsflächen geführt. Die Familien versammeln sich hier in Gruppen, die mit Fortschreiten der Brutzeit laufend wachsen. Der Zug wird in kleinen Gruppen von normalerweise weniger als 150 Individuen absolviert. Im Überwinterungsgebiet tritt die Weißwangengans in großen Trupps auf, die Familienverbände, verpaarte Altvögel ohne Jungvögel und zweijährige Nichtbrüter umfassen. Die Jungvögel verbleiben bis zu 11 Monate bei ihren Eltern, viele werden aber schon früher (ab Februar) von den Eltern getrennt oder von diesen vertrieben (BLACK 1997).

Fortpflanzung: Weißwangengänse sind monogam, die Verpaarung erfolgt vor der Ankunft an den Brutplätzen. Mit der Eiablage wird begonnen, sobald die ersten schneefreien Stellen im Brutgebiet vorhanden sind, in den arktischen Brutgebieten ist dies frühestens Mitte Juni, manchmal aber auch erst Ende Juni/Anfang Juli der Fall. Der Brutbeginn der an der Ostsee brütenden Population fällt hingegen bereits auf Anfang Mai. Vollgelege umfassen am häufigsten 4-5 Eier, die Brutdauer beträgt 24-25 Tage. Das Weibchen brütet, Männchen und Weibchen führen gemeinsam die Gössel. Die Jungvögel verlassen sofort nach dem Schlupf das Nest und erlangen nach 40-45 Tagen die Flugfähigkeit. Die Weißwangengans brütet nur einmal im Jahr. Felsbrütende Weißwangengänse legen ihre Nester an Felsbändern oder auf unzugänglichen Felsspitzen an, Vögel, die in ebenem Gelände brüten scharren flache Mulden in den Sand oder in die Erde. Das Nest selbst ist eine flache, mit Dunen ausgekleidete Mulde; deren Durchmesser 15-20 cm beträgt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, BEZZEL 1985, BLACK 1997).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung der Weißwangengans besteht im Brutgebiet in erster Linie aus verschiedenen Gräsern und Binsen sowie Blättern, jungen Trieben und Samen von Weiden sowie Blättern anderer krautiger Pflanzen und Moosen. Am Zug und im Winterquartier werden ebenfalls vorwiegend Blätter und Samen von Gräsern konsumiert. In manchen Gebieten werden in landwirtschaftlich genutzten Flächen auch verschiedene Kleearten und

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

krautige Pflanzen in größerer Menge gefressen. Weißwangengänse weiden fast ausschließlich an Land (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, BLACK 1997).

16.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die in der Arktis verbreitete Weißwangengans besiedelt felsige Abfälle entlang von Meeresbuchten und steileren Hängen sowie Hänge von kleineren Inseln. Sie brütet hier auf Bändern oder Vorsprüngen von oftmals unzugänglichen Felsklippen. Die Brutplätze sind zumeist nicht mehr als einen Kilometer von der Küste entfernt und liegen oft 200-300 Meter über dem Wasserspiegel. Auf Meeresinseln und auf großen Flussinseln werden die Nester auch in ebenem Gelände angelegt und können dann bis zu drei Kilometer von der Küste entfernt liegen. An der Ostsee besiedelt die Art von Rindern oder Schafen beweidete kleine Inseln. Als Nahrungsflächen benötigt die Weißwangengans in der Nähe des Brutplatzes gelegene, reichlich mit Gras und Buschwerk bewachsene Flächen in Tälern, Küstenebenen oder entlang von Flüssen und Seen. Während des Zuges und im Winterquartier werden ebenfalls küstennahe Flächen genutzt. Die Nahrungsflächen liegen hier im offenen Grünland. In gebietsweise unterschiedlichem Ausmaß werden Salzwiesen, Kulturweiden und -wiesen aufgesucht, in manchen Bereichen auch Agrarflächen wie z. B. Kleeäcker und Stoppelfelder (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, BEZZEL 1985, BLACK 1997).

16.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der älteste beringte Wildvogel erreichte ein Alter von 25 Jahren. Die Überlebensrate von Altvögeln der grönländischen Brutpopulation lag in den Jahren 1985-1995 im Mittel bei 86 %. Der Bruterfolg, gemessen anhand von Zählungen der Familienverbände in den Überwinterungsgebieten, variiert sehr stark, es wurden minimale Jungvogelanteile von 2,3 %, maximale Anteile von 47,2 % ermittelt. Die mittlere Familiengröße kann jährlich zwischen 1,4 und 3,1 Jungvögeln/Paar schwanken (BLACK 1997).

Wanderungen: Die Weißwangengans ist ein Zugvogel. Es sind vier diskrete Brutpopulationen bekannt, die drei Brutgebiete in arktischen Breiten und ein Brutgebiet in der gemäßigten Zone besiedeln. Im Winter verteilen sich diese Populationen auf drei Überwinterungsgebiete in Nordwesteuropa. Die Brutvögel Grönlands ziehen über Island nach Irland und in den Westen Schottlands. Die Brutvögel Spitzbergens überwintern an der Ostküste Südschottlands, die sie über die norwegische Küste erreichen. Die Population von Nowaja Semlija zieht nach Südwesten über das Weiße Meer und die Küsten der Ostsee nach Holland.

16.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutareal der Weißwangengans umfasst die Ostküste Grönlands, die West- und Südküste Spitzbergens und den Südteil Nowaja Semlijas sowie sehr lokal die Küsten der Barents-See und Islands. Seit Beginn der 1970er Jahre etablierte sich zusätzlich eine rasch wachsende Brutpopulation in der Ostsee, deren Schwerpunkt auf der Insel Gotland (Schweden) liegt.

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brut- und Wintervorkommen aus 16 Staaten bekannt. Der Gesamtbestand der Art wurde zu Mitte der 1990er Jahre auf 437.000 Exemplare geschätzt, davon entfallen 54.100 auf die Population Grönlands, 23.000 auf die Brutvögel Spitzbergens und 360.000 auf die Vögel des östlichen Baltikums und Russlands (MADSEN et al. 1999).

Europäische Union: Die Europäische Union beherbergt den gesamten Winterbestand der Art. Ein Brutvorkommen, das nicht auf entflogene Gefangenschaftsvögel zurückgeht, findet sich in Finnland.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brut- und Winterbestände der Weißwangengans in der Europäischen Union. Brutvorkommen, die auf entflogene Gefangenschaftsvögel zurückgehen, sind nicht berücksichtigt. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000) und (**) BLACK (1997).

Land	Brutpaare	Zeitraum	Winterbestand (Individuen)	Zeitraum
Österreich	-	-	4-6*	2001-2002
Belgien	-	-	10-100*	1985-1991
Dänemark	-	-	0-2.000*	1991
Finnland	-80-120*	1997-1998-	0-10*	1992
Frankreich	-	-	5-20*	1989
Deutschland			22.300*	1993
Irland			7.000-8.000*	
Niederlande			236.000**	1996
Schweden	2.700-3.000*	1990	-	-
Spanien			0-3*	
Vereinigtes Königreich			55.000**	1996

ÖsterreichVerbreitung: Die Weißwangengans wurde noch 1988 als Ausnahmeerscheinung (eine Art die in den letzten 20 Jahren in weniger als fünf Jahren nachgewiesen wurde) eingestuft (BAUER & BERG 1989). In der Zwischenzeit hat sich ihr Auftreten allerdings (in Zusammenhang mit der starken Zunahme der russisch-baltischen Brutpopulation) deutlich verstärkt, sodass die Art aktuell als regelmäßiger Durchzügler (BIRDLIFE ÖSTERREICH 2003) angesehen wird. Die Nachweise von Wildvögeln konzentrieren sich fast ausschließlich auf das Neusiedler See-Gebiet.

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals der Weißwangengans.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: *Burgenland:* Die Art tritt am Herbst- und Frühjahrsdurchzug seit Ende der 1990er Jahre regelmäßig im Neusiedler See-Gebiet im Anschluss an Saat- und Bläßgänse auf. Im Herbst 2001 wurde das bisherige Maximum von sechs Exemplaren erreicht, im Februar und März 2002 wurden mehrfach 2-4 Individuen gemeldet (LABER 2003). Abseits des Neusiedler See-Gebiets ist die Art nur unregelmäßiger Durchzügler in Einzelexemplaren. In den Jahren 1980-1998 wurden einzelne Nachweise von 1-2 Exemplaren vom Millstädter See/Kärnten, von den Innstauseen/Oberösterreich, aus dem Rheindelta/Vorarlberg und aus der Oststeiermark gemeldet (RANNER et al. 1995, LABER & RANNER 1997, RANNER 2002). Alle anderen Beobachtungen inklusive vereinzelter Brutvorkommen in Oberösterreich (BRADER & AUBRECHT 2003) gehen mit größter Wahrscheinlichkeit auf entflogene Gefangenschaftsvögel zurück und sind fallen daher nicht unter die Bestimmungen der EU-Vogelschutzrichtlinie.

16.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Brutvorkommen SPEC 4, Winterbestände SPEC 2/localized, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Entwicklungstendenzen: Das Auftreten der Weißwangengans in Österreich hat sich gegenüber früheren Jahrzehnten in den 1990er Jahren deutlich verstärkt. Dies steht in Zusammenhang mit einer substantiellen Zunahme der russisch-baltischen Brutpopulation in den letzten drei Jahrzehnten: Deren Bestand wurde in den frühen 1970er Jahren auf 40.000-45.000, 1996 auf 236.000 Individuen geschätzt (BLACK 1997).

Gefährdungsursachen: Im Neusiedler See-Gebiet stellen „Fehlabschüsse" aufgrund der unselektiven Gänsebejagung eine latente Gefährdung der wenigen im Gebiet vorkommenden Individuen dar.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Diejenigen Gebietsteile des Neusiedler See-Gebiets, die von der Weißwangengans regelmäßig aufgesucht werden, sind durch Schutzmaßnahmen für andere Arten teilweise abgedeckt. Spezielle Maßnahmen für die Art scheinen nicht erforderlich.

16.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich nur in wenigen Exemplaren auftritt, besteht aus internationaler Sicht keine Verantwortlichkeit für deren Erhaltung.

16.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

16.1.10 Wissenslücken

Das Vorkommen von Wildvögeln der Weißwangengans in Österreich wurde für die Jahre 1980-1998 in den Berichten der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich dokumentiert (RANNER et al. 1995, LABER & RANNER 1997, RANNER 2002). Eine zusammenfassende Auswertung aller verfügbaren Daten wäre auch zukünftig wünschenswert.

16.1.11 Literatur

BAUER, K. & BERG, H.-M. (1989): Artenliste der österreichischen Vogelfauna. Pp. 11-34 in BAUER, K. (Hrsg.) Rote Listen der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs und Verzeichnisse der in Österreich vorkommenden Arten. Kärntner Universitätsdruckerei, Klagenfurt. 58 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2 Anseriformes 1. Teil. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 535 pp.

BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes - Nichtsingvögel. AULA Verlag, Wiesbaden. 792 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BIRDLIFE ÖSTERREICH (2003): Checkliste der Vögel Österreichs. Webpage von BirdLife Österreich, eingesehen am 24.9.2003.

BLACK, J. (1997): *Branta leucopsis* Barnacle Goose. BWP Update 1: 175-182.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

LABER, J. (2003): Gänsebestände der Gattungen Anser & Branta am Durchzug und Winter 2001/2002 im Neusiedler See-Gebiet. Pp. 66-75 in Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2002. Bericht im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BirdLife Österreich, Wien. 75 pp.

LABER, J. & RANNER, A: (1997): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1991-1995. 2. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 40: 1-44.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MADSEN, J.; CRACKNELL, G. & FOX, A.D. (Hrsg., 1999): Goose populations of the Western Paläarctic: A review of status and distribution. Wetlands International Publication No. 48. Wetlands International & National Environmental Research Institute, Wageningen & Ronde. 344 pp.

RANNER, A. (2002): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1996-1998. 3. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 45: 1-37.

RANNER, A.; LABER, J. & BERG, H.-M. (1995): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1980-1990. 1. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 38: 59-98.

16.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der Tatsache, dass die Art in Österreich nur vereinzelt und in sehr geringer Zahl auftritt, können keine Indikatoren für den Günstigen Erhaltungszustand angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

17 A396 *BRANTA RUFICOLLIS*

17.1 Schutzobjektsteckbrief

17.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rothalsgans

Englisch: Red-breasted Goose, Französisch: Bernache à cou roux, Italienisch: Oca collorosso, Spanisch: Barnacla cuellirroja

17.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Anseriformes – Entenvögel, Familie Anatidae – Entenvögel

Merkmale: Kleine Gans mit dickem Hals und winzigem schwarzen Schnabel. Kopfseiten, Hals und Brust sind rostrot gefärbt, dadurch ist die Art nicht mit anderen Arten zu verwechseln. Aus der Entfernung betrachtet, kann die rötliche Färbung nur schwer erkennbar sein, dann ist die Rothalsgans anhand des breiten weißen Streifens an den Flanken bestimmbar.

17.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Rothalsgänse brüten in kleinen Kolonien, die einige wenige (im Schnitt 5-6), aber manchmal auch bis zu 30 Paare umfassen (KOSTIN & MOOIJ 1995, ZÖCKLER et al. 1996). Nichtbrütende und mausernde Gänse im Brutgebiet schließen sich zu Gruppen zusammen, die bis zu 1.000 Individuen umfassen können (ZÖCKLER et al. 1996). Am Zug und im Winterquartier ist die Art gesellig und tritt in großen Trupps auf. Die in Österreich auftretenden kleinen Trupps und Einzelvögel befinden sich fast immer in Gesellschaft von Bläßgänsen (*Anser albifrons*).

Fortpflanzung: Die Rothalsgans trifft an Anfang bis Mitte Juni in kleinen Trupps im Brutgebiet ein. Die Brut beginnt ab der zweiten Junihälfte, sobald das Eis der Flüsse aufbricht und die ersten schneefreien Stellen erscheinen. Die Gelege umfassen 3-10 Eier, am häufigsten sind 4er und 5er Gelege. Die Bebrütung dauert 24-26 Tage, die Gössel sind nach 5-6 Wochen flugfähig. Angesichts des kurzen arktischen Sommers ist nur eine Jahresbrut möglich. Die Nester liegen in Bodensenken in Niederungen, auf steilen Hängen und auf Inseln im Schutze von Kriechweiden, Zwergbirken oder vorjährigen Grasbüscheln (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, HUNTER & BLACK 1996, KOSTIN & MOOIJ 1995, ZÖCKLER et al. 1996).

Nahrung und Nahrungssuche: Im Brutgebiet ernährt sich die Art vorwiegend von den Blättern und Stängeln des Wollgrases (*Eriophorum angustifolium*). Im ehemaligen Winterquartier an der Kaspischen See bildete Glasschmalz (*Salicornia*) die Hauptnahrung, in den heutigen Winterquartieren entlang des Schwarzen Meeres besteht ihre Nahrung überwiegend aus jungen Trieben von Winterweizen, mit kleineren Anteilen an Gerste, Mais, Gras und Getreidekörnern. Aus Bulgarien ist die Aufnahme von Grastrieben in umgebrochenen Feldern bekannt (SUTHERLAND & CROCKFORD 1993, HUNTER & BLACK 1996). Rothalsgänse ernähren sich ausschließlich grasend, und gründeln scheinbar, unähnlich anderen Gänsearten, nie. In nahrungssuchenden Gänsetrupps fällt die Art schon auf größere Entfernung durch ihr auffallend schnelles Grasrupfen auf (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968).

17.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Rothalsgans brütet in der subarktischen Waldtundra und in der arktischen Strauchtundra, stellenweise auch an der Meeresküste. Die Brutplatze liegen zum einen an steilen, mit Zwergbüschen (Weiden , Birken) und Gras bewachsenen Lehmhängen von Flusstä-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

lern, zum anderen werden auch felsige Abbrüche und Abhänge besiedelt. Der eigentliche Neststandort ist sehr oft völlig ungedeckt und von weitem sichtbar. Eine Besonderheit bei der Rothalsgans ist ihre Vorliebe für Brutplätze in der Nähe von Greifvogelhorsten, zumeist solchen des Wanderfalken. Paare die nicht in der Nähe von Greifvögeln brüten können, wählen stattdessen eine Möwenkolonie (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, SNOW & PERRINS 1998).

Im Winterquartier an der nördlichen Schwarzmeerküste nutzen Rothalsgänse überwiegend Ackerflächen und bevorzugen dabei Winterweizen (IVANOV & POMAKOV 1981, VANGELUWE & STASSIN 1991, SUTHERLAND & CROCKFORD 1993). Angaben, wonach mit Vorliebe Salzrasen und Viehweiden aufgesucht werden, trafen offenbar nur auf das heutzutage nur mehr von wenigen Exemplaren genutzte, ehemalige Haupt-Winterquartier am Kaspischen Meer zu (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, SNOW & PERRINS 1998). Die zumeist in Küstenseen gelegenen Schlafplätze liegen bis zu 40 Kilometer von den Nahrungsgebieten entfernt (SUTHERLAND & CROCKFORD 1993). Die Schlafplätze in Rumänien befinden sich in abgelegenen Teilen von größeren Feuchtgebieten, wo die Gänse Flachwasser und schlammige oder sandige Ufer nutzen. Die Schlafplätze in Bulgarien liegen auf offenen Wasserflächen, sehr selten auch am Meer (HUNTER & BLACK 1996).

17.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Beringungen wurden bislang nur in einem geringen Umfang durchgeführt, daher sind die Kenntnisse über die Populationsdynamik der Art und die ihr zugrundeliegenden Faktoren noch kaum bekannt. Der Bruterfolg ist bei der Rothalsgans wie bei vielen anderen hocharktischen Bodenbrütern und in noch höherem Maße als bei anderen Gänsearten von den Lemmingzyklen abhängig, der Hauptnahrung aller Fressfeinde. In Jahren niedriger Lemming-Dichten konzentrieren sich diese Beutegreifer mehr auf Bodenbrüter, der Bruterfolg dieser Arten bleibt daher in solchen Jahren gering (ZÖCKLER et al. 1996). In den 1970er Jahren schwankte der Erfolg z.B. zwischen 4-5 und 36-38 Prozent an erfolgreichen Individuen, die mittlere Zahl an Jungen betrug 5,7/Paar und schwankte zwischen 4,5 und 7,5 (VINOKUROV 1982).

Wanderungen: Die Rothalsgans ist ein Weitstreckenzieher. Der Abzug von den Brutplätzen findet im September statt. Die Gänse nutzen am Zug einen sehr engen Korridor, der zuerst südwestlich entlang der Flüsse Tas und Ob in die Steppen Kasachstans führt, dann nach Westen schwenkt und über die südrussischen Steppen und die nördliche Schwarzmeerküste in den Überwinterungsgebieten am Westufer des Schwarzen Meeres endet (VINOKUROV 1982). Die Rothalsgans ist eines der wenigen Beispiele für eine Vogelart, deren gesamte Population binnen kürzester Zeit das Winterquartier wechselte: Bis Ende der 1960er Jahre überwinterte fast die gesamte Brutpopulation in einem eng umgrenzten Gebiet in Aserbaidschan am Südwestufer des Kaspischen Meeres, eine weit weniger genutzte Zugroute führte kleine Trupps an die westliche Schwarzmeerküste und nach Nordgriechenland (STERBETZ & SZIJJ 1968). Im Dezember 1968 wurden dann erstmals nicht weniger als 25.000 Vögel in der Dobrudscha (Rumänien) gezählt; dies stellte sich als Beginn einer bis heute andauernden Überwinterungstradition im Küstengebiet des Schwarzen Meeres von der südwestlichen Ukraine bis ins nördliche Bulgarien heraus. Der Grund für diese großräumige Verlagerung wird in der weitgehenden Umstellung der landwirtschaftlichen Nutzung im ehemaligen Winterquartier (von Wintergetreide auf Baumwolle) gesehen, der die Gänse ihrer hauptsächlichen Nahrungsquelle beraubte (IVANOV & POMAKOV 1983, VANGELUWE & STASSIN 1991).

17.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das sehr kleine Brutareal der Rothalsgans liegt in Westsibirien und umfasst die landeinwärts gelegenen Tundren der Jamal-, Gydan- und Taimyrhalbinsel (VINOKUROV 1982).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Europa: Bedeutende Wintervorkommen sind aus der Ukraine, Rumänien und Bulgarien bekannt. Synchronzählungen in den bekannten Überwinterungsplätzen wurden erstmals im Winter 1995/96 durchgeführt und ergaben für 1997 einen Gesamtbestand von 88.000 Exemplaren. Die maximalen Bestände in den drei Ländern schwanken je nach Witterungsbedingungen und den lokalen ökologischen Verhältnissen. Für Rumänien wurde 1988-1997 ein Maximum von 55.674 Rothalsgänsen im Jahr 1997 ermittelt, in Bulgarien wurden im selben Jahr sogar 67.795 Vögel gezählt (DERELIEV 1998). Auch in der Ukraine überwinterten in manchen Jahren Rothalsgänse in bedeutender Zahl; das Maximum lag hier bei 9.175 Individuen im Jahr 1998 (RUSEV & KORZUKOV 2001).

Europäische Union: In der Europäischen Union ist die Art nur in vier Ländern regelmäßig in geringer Zahl anzutreffen.

Tabelle: Winterbestände der Rothalsgans in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Winterbestand (Individuen)	Zeitraum
Österreich	4-20*	2001-2002
Deutschland	1-8	-
Griechenland	0-9	1992-1994
Niederlande	5-25	1979-1983

Österreich/Verbreitung: Die Rothalsgans wurde noch 1988 als Ausnahmeerscheinung (eine Art die in den letzten 20 Jahren in weniger als fünf Jahren nachgewiesen wurde) eingestuft (BAUER & BERG 1989). In der Zwischenzeit hat sich ihr Auftreten allerdings deutlich verstärkt, sodass die Art aktuell als regelmäßiger Durchzügler (BIRDLIFE ÖSTERREICH 2003) angesehen wird. Die Nachweise von Wildvögeln konzentrieren sich fast ausschließlich auf das Neusiedler See-Gebiet.

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals der Rothalsgans.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: *Burgenland:* Die Art tritt vor allem am Frühjahrsdurchzug seit Beginn der 1990er Jahre regelmäßig im Neusiedler See-Gebiet im Anschluss an Bläßgänse auf. In den 1980er Jahren gelangen Nachweise noch nicht alljährlich (RANNER et al. 1995), seit 1991 werden aber jedes Jahr Einzelvögel und kleinere Trupps beobachtet (LABER & RANNER 1997, RANNER 2002). Im Frühjahr 2000 wurde das bisherige Maximum von 20 Exemplaren erreicht, im Februar und März 2001 wurden 2-4 Individuen gemeldet (LABER 2003). Abseits des Neusiedler See-Gebiets wurden sichere Wildvögel der Rothalsgans bislang noch nicht nachgewiesen.

17.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: Vulnerable, Europa: Winterbestände SPEC 1/localized, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Das Auftreten der Rothalsgans in Österreich hat sich gegenüber früheren Jahrzehnten ab ca. 1990er Jahren deutlich verstärkt.

Gefährdungsursachen: Im Neusiedler See-Gebiet stellen „Fehlabschüsse“ aufgrund der unselektiven Gänsebejagung eine latente Gefährdung der wenigen im Gebiet vorkommenden Individuen dar.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Diejenigen Gebietsteile des Neusiedler See-Gebiets, die von der Rothalsgans regelmäßig aufgesucht werden, sind durch Schutzmaßnahmen für andere Arten teilweise abgedeckt. Spezielle Maßnahmen für die Art scheinen nicht erforderlich.

17.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich nur in wenigen Exemplaren auftritt, besteht aus internationaler Sicht keine Verantwortlichkeit für deren Erhaltung.

17.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

17.1.10 Wissenslücken

Das Vorkommen der Rotwangengans in Österreich wurde für die Jahre 1980-1998 in den Berichten der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich dokumentiert (RANNER et al. 1995, LABER & RANNER 1997, RANNER 2002). Eine zusammenfassende Auswertung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

17.1.11 Literatur

BAUER, K. & BERG, H.-M. (1989): Artenliste der österreichischen Vogelfauna. Pp. 11-34 in BAUER, K. (Hrsg.) Rote Listen der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs und Verzeichnisse der in Österreich vorkommenden Arten. Kärntner Universitätsdruckerei, Klagenfurt. 58 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 2 Anseriformes 1. Teil. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 535 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BIRDLIFE ÖSTERREICH (2003): Checkliste der Vögel Österreichs. Webpage von BirdLife Österreich, eingesehen am 24.9.2003.

DERELIEV, S: (1998): Monitoring of Red-breasted Geese in Bulgaria in the 1990s. TWSG News 11: 38-40.

HUNTER, J.M. & BLACK, J.M. (1996): International action plan for the Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*). Pp. 79-98 in B. HEREDIA, L. ROSE & M. PAINTER (Hrsg.): Globally threatened birds in Europe: action plans. Council of Europe & BirdLife International, Straßburg & Cambridge. 407 pp.

IVANOV, B.E: & POMAKOV, V.A. (1983): Wintering of the Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*) in Bulgaria. Aquila 90: 29-34.

KOSTIN, I.O. & MOOIJ, J.H. (1995): Influence of weather conditions and other factors on the reproductive cycle of Red-breasted Geese (*Branta ruficollis*) on the Taymyr Peninsula. Wildfowl 46: 45-54.

LABER, J. (2003): Gänsebestände der Gattungen Anser & Branta am Durchzug und Winter 2001/2002 im Neusiedler See-Gebiet. Pp. 66-75 in Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2002. Bericht im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BirdLife Österreich, Wien. 75 pp.

LABER, J. & RANNER, A: (1997): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1991-1995. 2. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 40: 1-44.

RANNER, A. (2002): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1996-1998. 3. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 45: 1-37.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

RANNER, A.; LABER, J. & BERG, H.-M. (1995): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1980-1990. 1. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 38: 59-98.

RUSEV, I. & KORZUKOV, A: (2001): Red-brested Goose in Ukraine. Goose Specialist Group Bulletin Suppl. 2001: 43.

STERBETZ, I. & SZIJJ, J. (1968): Das Zugverhalten der Rothalsgans (*Branta ruficollis*) in Europa. Vogelwarte 24: 266-277.

SUTHERLAND, W.J & CROCKFORD, N. (1993): Factors affecting the feeding distribution of Red-breasted Geese *Branta ruficollis* wintering in Romania. Biol. Conserv. 63: 61-65.

VANGELUWE, D. & STASSIN, P. (1991): Hivernage de la Bernache à cou roux, *Branta ruficollis*, en Dobroudja septentrionale, Roumanie et revue du statut hivernal de l´espèce. Gerfaut 81: 65-99.

VINOKUROV, A.A. (1982): Present status of the *Branta ruficollis* population and measures for its conservation. Aquila 89: 115-122.

ZÖCKLER, Ch.; MOOIJ, J.H. & KOSTIN, I.O. (1996): Studien an der Rothalsgans *Branta ruficollis*. Limicola 10: 123-133.

17.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der Tatsache, dass die Art in Österreich nur vereinzelt und in sehr geringer Zahl auftritt, können keine Indikatoren für den Günstigen Erhaltungszustand angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

18 A060 *AYTHYA NYROCA*

18.1 Schutzobjektsteckbrief

18.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Moorente

Englisch: Ferruginous Duck, Französisch: Fuligule nyroca, Italienisch: Moretta tabaccata, Spanisch: Porrón Pardo

18.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Anseriformes – Entenvögel, Familie Anatidae – Entenvögel

Merkmale: Kleine einfarbig braune Ente mit kurzem Körper, aber langem Schnabel. Im Schwimmen weißer Steiß kennzeichnend. Im Flug zeigt die Art einen breiten, quer über den ganzen Flügel bis zur Spitze reichenden weißen Flügelstreif. Bei der Reiherente ist dieser Flügelstreif ähnlich ausgebildet, aber weit weniger kontrastreich. Bauch mit weißem Feld, das braun umrandet ist.

18.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Moorente ist zu den meisten Zeiten des Jahres weniger gesellig als die anderen europäischen Tauchentenarten. Außerhalb der eigentlichen Brutzeit sind Gruppen von 2–5, seltener bis 10 Individuen die Regel, größere Trupps aber seltene Ausnahmen. In den Wochen zwischen Abschluss der Mauser und Wegzug sind in dichter besiedelten Brutgebieten im östlichen Mitteleuropa Ansammlungen von mehreren Hundert Individuen bekannt geworden (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969). In einem einzigen Fischteichgebiet Kroatiens wurden Ende September 2002 sogar 3.380 Exemplare gezählt (SCHNEIDER-JACOBY 2003). An den Überwinterungsplätzen in Westafrika kommt die Art hingegen regelmäßig in nach Tausenden zählenden Ansammlungen vor (TROLLIET 2003).

Fortpflanzung: Moorenten leben in monogamer Saisonehe, die Verpaarung erfolgt bereits vor der Ankunft an den Brutplätzen (CALLAGHAN 2001, ROBINSON 2003). Die Ankunft an den Brutplätzen erfolgt in Südeuropa bereits ab Anfang März (RADOVICS et al. 1998, PETKOV & MITEV 2001), in Mitteleuropa zwischen Mitte März und Mitte April (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969). Der Brutbeginn fällt auf Mitte Mai bis Ende Juni und liegt damit bei der Moorente im Vergleich zu anderen Entenarten sehr spät. Vollgelege umfassen in der Regel 7-11 Eier, doch kommen größere Gelege vor (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969, RADOVICS et al. 1998). In Algerien enthielten 61 Nester 3-19 Eier, der Mittelwert betrug 9,38 Eier (AZAFZAF 2003). Die Brutdauer beträgt 25-28 Tage, die Jungvögel erlangen nach 55-60 Tagen die Flugfähigkeit. Es wird nur eine Jahresbrut durchgeführt, Nachgelege bei frühen Brutverlusten sind jedoch möglich. Bebrütung und Jungenführung werden vom Weibchen allein übernommen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969, ROBINSON 2003). In Usbekistan liegt die Brutgröße (Anzahl der vom Weibchen geführten Jungvögel) im Schnitt bei 6,3, maximal bei 12 Jungen (KREUZBERG-MUKHINA 2003), in Kroatien im Mittel bei 6,8, hier wurden auch jeweils zwei Bruten mit 12 und 14 Jungenten beobachtet (KRALJ et al. 1998) und in Bulgarien wurden durchschnittlich 5,8 Jungvögel/Weibchen gezählt, das größte Schof zählte hier sogar 16 Jungenten (PETKOV 1998). Die Nester liegen immer nahe dem offenen Wasser. Sie werden entweder auf festem Boden (z.B. dicht bewachsenen Dämmen) oder auf Bülten und kleinen Schilfinseln in überschwemmten Röhrichten angelegt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrung und Nahrungssuche: Die Moorente ernährt sich sowohl von tierischer als auch von pflanzlicher Nahrung. Nach den Ergebnissen von Magenanalysen scheint aber der tierische Nahrungsanteil regelmäßig weit hinter dem pflanzlichen zurückzubleiben. Gefressen werden Samen und vegetative Teile von schwimmenden und untergetauchten Pflanzen wie Laichkräuter (*Potamogeton* spp.), Seggen (*Carex* spp.), Hornkraut (*Ceratophyllum* ssp., Simsen (*Scirpus* ssp.), Nixkräuter (*Najas* ssp.), Armleuteralgen (*Chara* ssp.), Borstenhirse (*Setaria* sp.) und Strandsimse (*Bolboschoenus* ssp.). An tierischer Nahrung werden vor allem Zuckmückenlarven, Wasserkäfer und deren Larven sowie Wasserwanzen erbeutet, seltener Libellenlarven, Mollusken, kleine Fische und Kaulquappen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969, STERBETZ 1969, CALLAGHAN 2001). Über saisonale Unterschiede in der Nahrungswahl ist nichts bekannt, ebenso wenig über die Nahrung von Jungvögeln. Eine Studie aus dem Schilfgürtel des Neusiedler Sees zeigt, dass an Punkten, an denen nahrungssuchende Moorenten festgestellt wurden, keine Wasserpflanzen vorkamen, jedoch ein im Vergleich zu zufällig ausgewählten Kontrollpunkten sehr viel höheres Angebot an Chironomiden-Larven (DVORAK et al. 1997). Hohe Dichten an Chironomiden an Fresspunkten wurden auch in Bulgarien ermittelt (PETKOV 2000). Bei 1.400 Nahrungsaufnahmen von Alt- und Jungvögeln wurde am Neusiedler See kein einziges Mal die Aufnahme von Wasserpflanzen beobachtet. Ein weiterer Hinweis, das tierische Nahrung am Neusiedler See zur Brutzeit stark bevorzugt wird, bietet das Nahrungssuchverhalten: Rund 95 % aller Nahrungsaufnahmen erfolgten hier durch Tauchen, was für eine Nutzung des Benthos spricht (DVORAK et al. 1997). Ähnlich diesem Befund wurde auch in Spanien und in der Türkei vorwiegend tauchend Nahrung gesucht (AMAT & SORIGUER 1982, GREEN 1998). In Bulgarien war hingegen das Eintauchen des Schnabels die mit weitem Abstand am häufigsten gebrauchte Nahrungssuchtechnik. Hier waren allerdings untergetauchte Wasserpflanzen, an deren Blätter Chironomiden-Larven zu finden waren, in hoher Deckung zu finden (PETKOV 2000).

18.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Moorente brütet an nährstoffreichen Flachgewässern tiefer Lagen, die reichlich mit Verlandungsvegetation (Schilf, Rohrkolben, Simsen, Großseggen) umgeben sind und vielfach auch einen hohen Anteil an submerser Wasserpflanzenvegetation aufweisen. In vielen Teilen ihres Verbreitungsgebiets besiedelt sie neben Süßgewässern auch alkalische Steppenseen. Geeignete Biotope sind großflächige Röhrichte mit eingestreuten freien Wasserflächen, natürliche Feuchtgebiete mit Verlandungsvegetation, von Röhrichten umgebene Fischteiche, gut bewachsene Kanäle mit langsam fließendem oder stehendem Wasser und reichlich verwachsene Altwässer in Überschwemmungsgebieten (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969, BANKOVICS 1997). In Bulgarien sind Fischteiche, Sümpfe und kleinere Rückhaltebecken, deren Wassertiefe bei 1-1,5 Metern liegt, die wichtigsten Brutbiotope (PETKOV 2003). In Ungarn werden natürliche Feuchtgebiete, Altwässer und Fischteiche besiedelt (SZABO & VEGVARI 2003). In Kroatien brütet der Großteil der Population an Fischteichen (RADOVICS et al. 1998).

Zur Nahrungssuche wurden an türkischen Brutplätzen Wassertiefen zwischen 30 und 100 cm in der Nähe von dichter Verlandungsvegetation bevorzugt (GREEN 1998). In Ungarn wurden Wassertiefen von 20-50 cm auf natürlichen Gewässern und solche von 50-70 cm an Fischteichen bevorzugt (STERBETZ 1969). Am Neusiedler See lag die Wassertiefe an Stellen, die zur Nahrungssuche genutzt wurden, im Mittel bei 54,7 cm (DVORAK et al. 1997). In vielen Nahrungsgebieten ist auch eine dichte Decke aus untergetauchtem Wasserpflanzen vorhanden (ROBINSON 2003); bei Vorhandensein eines reichhaltigen Nahrungsangebots suchen Moorenten durchaus auch in offenen Wasserflächen nach Nahrung (PETKOV 2003).

Generell ist festzuhalten, dass die Moorente beinahe ausschließlich an reich strukturierten Gewässern brütet, die sich durch eine hohe pflanzliche und tierische Vielfalt auszeichnen; sie ist daher ein guter Indikator für die Biodiversität in Feuchtgebieten (PETKOV 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

18.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es existieren keine systematischen Studien zum Bruterfolg der Art. Da auch Beringungen bislang nur in sehr geringem Maße durchgeführt wurden, sind auch keine Aussagen über Wiederkehr- und Mortalitätsraten, Geburtsortstreue und andere für die Populationsdynamik der Art relevante Faktoren möglich.

Wanderungen: Die Moorente ist im überwiegenden Teil des Verbreitungsareals ein Weitstreckenzieher, nur im Südteil des Brutgebietes überwintert die Art stellenweise auch innerhalb des Verbreitungsareals. Die Überwinterungsgebiete liegen im Mittelmeergebiet, in Nord-, West-, Zentral- und Ostafrika sowie in Kleinasien, Südwestasien, Zentralasien und Indien. Der Abzug von den Brutplätzen beginnt im September und ist im Oktober am intensivsten, doch bleiben vor allem in den südlichen Teilen des Brutgebiets viele Vögel bis zum Beginn winterlichen Wetters. Die Ankunft in Überwinterungsgebiet erfolgt ab Ende Oktober. Der Heimzug beginnt manchenorts bereits Mitte Februar, zieht sich jedoch über die nächsten Monate so dass der Einzug des gesamten Brutbestandes teilweise erst Ende Mai abgeschlossen ist (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969).

18.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Gesamtpopulation der Moorente wird derzeit auf zumindest 70.000 Exemplare geschätzt (ROBINSON & HUGHES 2003). Angesichts der in den letzten Jahren in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten gezählten Maxima könnte sich diese Zahl allerdings als eine deutliche Unterschätzung des tatsächlichen Bestandes herausstellen. Aktuelle Maximalzählungen aus den Überwinterungsgebieten liegen wie folgt vor: *Westliches Mittelmeergebiet/Westafrika*: In den Jahren 1999-2000 wurden bis zu 17.000 Exemplare (vorwiegend im inneren Niger-Delta) gezählt (TROLLIET & GIRARD 2001). Osteuropa/Schwarzmeergebiet/Östliches Mittelmeergebiet: Die aktuelle Schätzung beträgt 3.000-14.000 Exemplare (CALLAGHAN 2001). *Südwestasien/Nordwestafrika*: Die Daten aus diesem Teil des Überwinterungsgebiets sind sehr unvollständig. Die höchsten Zahlen der letzten Jahre wurden aus Turkmenistan (21.000), Kasachstan (mind. 7.500), Ägypten (7.500) und aus dem Sudan (> 5.000) gemeldet (ROBINSON & HUGHES 2003). *Südasien/Südostasien/Ostasien:* Der Winterbestand dieser Region wurde bislang offenbar stark unterschätzt. Neueste Zählungen ergaben Spitzenwerte von nicht weniger als 50.000 Vögeln in Bangladesh und 30.000 in der Inneren Mongolei (ROBINSON & HUGHES 2003).

Europa: In Europa sind (inklusive der Türkei) Brutvorkommen aus 20 Staaten bekannt. Der Brutbestand der Art wurde Mitte der 1990er Jahre auf 13.000-20.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen Rumänien mit 8.000, die Ukraine mit 1.500-5.000 und Kroatien mit 1.000-3.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 280-470 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände der Moorente in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000) und (**) CALLAGHAN (2001).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	50-150*-	1998-2002
Deutschland	1-20*	1999
Griechenland	200-250*	1976-1996
Italien	30-50**	1996
Spanien	0-4*	1976-1996

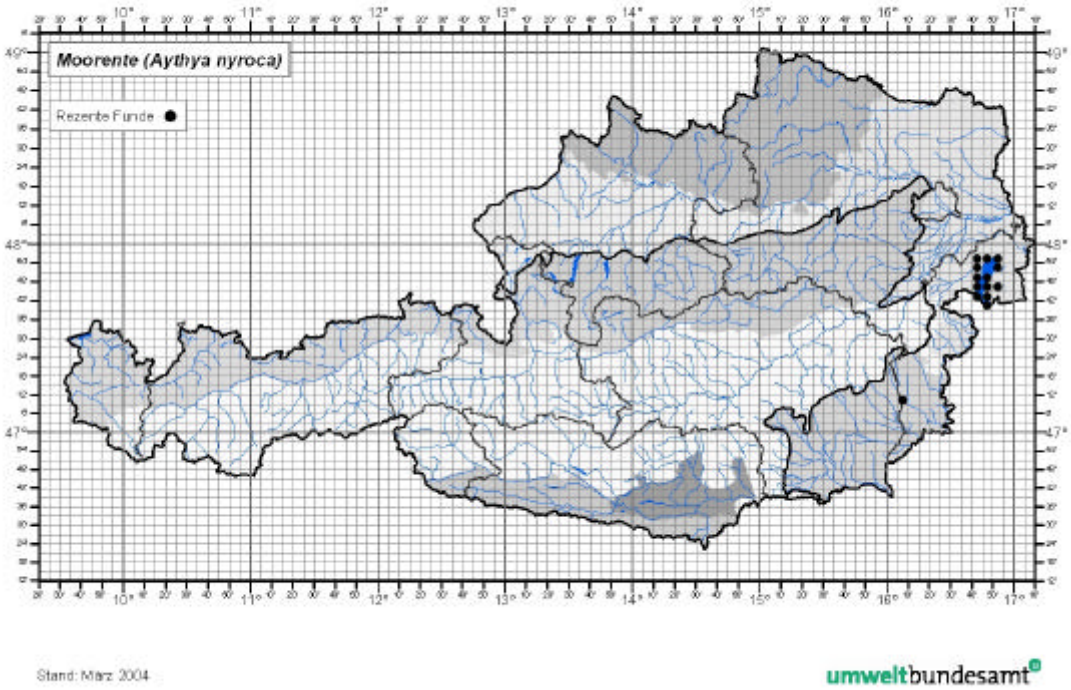
Österreich/Verbreitung: Die Moorente ist in Österreich allein im Neusiedler See-Gebiet regelmäßiger Brutvogel.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Ein auch aus internationaler Sicht bedeutender Brutbestand der Art findet sich im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Während der Bestand Mitte der 1990er Jahre auf 150-200 Paare geschätzt wurde (DVORAK & TEBBICH 1998), kam es in den letzten Jahren aufgrund der niederen Wasserstände vermutlich zu einem Rückgang: die aktuelle Bestandsschätzung bewegt sich bei 50-150 Paaren (M. DVORAK unveröff.). An den Lacken des Seewinkels umfasst das Brutvorkommen des Moorente in Jahren niederen und normalen Wasserstandes nur einzelne Paare. In Jahren sehr hoher Wasserstände steigt der Brutbestand allerdings deutlich an, so wurden z. B. 1997 nicht weniger als 6-14 Paare an den Lacken gezählt (DVORAK & TEBBICH 1998).

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: 1981 gelang ein Brutnachweis am Bruneiteich bei Heidenreichstein (E. STEINER in DVORAK et al. 1993). *Oberösterreich*: Zwei einzelne Brutnachweise liegen aus dem Jahr 1984 vom Tannermoor (O. ENDELWEBER in DVORAK et al. 1993) und aus dem Jahr 1989 aus einem Kaolinabbau bei Kriechbaum (G. AUBRECHT & A. SCHMALZER in DVORAK et al. 1993) vor. *Steiermark*: 1988 bestand Brutverdacht am Neudauer Teich, 1990 kam es mit großer Wahrscheinlichkeit zu einer erfolgreichen Brut (SACKL & SAMWALD 1997).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Moorente ist ein verbreiteter, überall aber nur in geringen Zahlen und zumeist auch nur unregelmäßig auftretender Durchzügler. Im Winter verbleiben nur sehr wenige Vögel in Österreich, im Rahmen der internationalen Wasservogelzählungen im Jänner in den Jahren 1970-1995 wurden 0-7 (einmal 15) Exemplare erfasst (AUBRECHT & WINKLER 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



18.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: near threatened, Europa: Brutvorkommen SPEC 1/vulnerable, Rote Liste Österreich: stark gefährdet

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die längerfristige Bestandsentwicklung der Moorente im Neusiedler See-Gebiet ist nur ungenügend bekannt. Eine Auswertung älterer Literaturquellen lässt die folgende Einschätzung zu (DVORAK & TEBBICH 1998): In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts dürfte die Art zu den häufigeren Brutvögeln gezählt haben. Knapp nach der Jahrhundertwende hat der Bestand zumindest zeitweise abgenommen, wobei allerdings nicht entschieden werden kann, ob es sich nur um kurzfristige Bestandsschwankungen oder eine längerfristigere Bestandsabnahme handelte. Zumindest an den Lacken des Seewinkels scheint es in den späten 1940er Jahren zu einer nicht unbeträchtlichen Zunahme gegenüber den 1930er und frühen 1940er Jahren gekommen zu sein; ob diese Zunahme auch im Schilfgürtel des Sees erfolgt ist, muss mangels konkreter Angaben offen bleiben.

In der zweiten Hälfte der 1960er Jahre und in den 1970er Jahren dürfte die Moorente im Seewinkel regelmäßig gebrütet haben. Ob der Bestand allerdings jemals die von FESTETICS & LEISLER (1968) angegebenen 50 Brutpaare erreicht hat, ist heute nicht mehr nachzuvollziehen. Gesichert ist aber, das die Seewinkel-Population zumindest seit Ende der 1970er Jahre stark zurückgegangen ist und Ende der 1980er Jahre weitgehend verschwunden war. Rückschlüsse auf die Bestandsentwicklung im Schilfgürtel des Sees sind nicht möglich. Die Vermutung, dass der Brutbestand am See geringer wäre als derjenige an den Lacken (FESTETICS & LEISLER 1968) dürfte jedoch mit einiger Sicherheit nicht zutreffen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gefährdungsursachen: Als die drei wesentlichen Gefährdungsfaktoren und limitierenden Faktoren werden für Europa Habitatverluste, Lebensraumverschlechterungen und Jagd angegeben (CALLAGHAN 2001). Angesicht der Größe des Schilfgürtels scheint der derzeitige Bestand der Art am Neusiedler See im Vergleich zu ähnlichen Gebieten sehr gering zu sein. Aufgrund der mangelhaften Datenlage sind zwar gesicherte Aussagen zu bestandslimitierenden Faktoren derzeit nicht möglich, es ist aber wahrscheinlich, dass die Veränderungen, die in den letzten Jahrzehnten im Neusiedler See-Gebiet stattgefunden haben, auch Auswirkungen auf den Brutbestand der Moorente hatten: Im Seewinkel besiedelt die Art vorwiegend die klaren, vegetationsreichen sogenannten „Schwarzwasserlacken". Dieser Lackentyp ist in den vergangenen Jahrzehnten allerdings sehr stark zurückgegangen (DICK et. al. 1994), womit zwangsläufig auch empfindliche Lebensraumverluste für die Moorente verbunden waren. Am Neusiedler See könnte das weitgehende Verschwinden des bis in die 1960er Jahre vorhandenen seeseitigen Makrophytengürtels durch den Besatz mit Graskarpfen die Lebensbedingungen der Moorente deutlich verschlechtert haben (DVORAK et al. 1997). Über die Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen und Strukturveränderungen im Schilfgürtel auf die Bestandsdynamik der Moorente kann hingegen beim momentanen Wissenstand keine Aussage getroffen werden.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Konkrete, auf die Habitatansprüche der Moorente zugeschnittene Schutzmaßnahmen können derzeit nicht formuliert werden.

18.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Moorente in Europa stark verantwortlich.

18.1.9 Kartierung

An den Lacken des Seewinkels sollte die Erfassung der Art weiterhin durch Sichtbeobachtungen im Rahmen der regelmäßig durchgeführten Wasservogel-Brutbestandsaufnahmen durchgeführt werden. Für Bestandsaufnahmen im Schilfgürtel wurden in den Jahren 1995 und 1996 Simultanzählungen fliegender Individuen von erhöhten Aussichtspunkten zu Beginn der Brutzeit zwischen Anfang Mai und Mitte Juni erprobt ((DVORAK & TEBBICH 1998). Diese Erhebungen erforderten je nach Größe der zu kontrollierenden Gebiete den Einsatz von 4-10 BeobachterInnen. Diese sehr arbeits- und daher kostenintensive Erfassungsmethode scheint derzeit die einzige realistische Erfassungsmethode für den Neusiedler See darzustellen, es sollten aber Möglichkeiten zur zeitlichen und räumlichen Optimierung der Methode geprüft werden.

18.1.10 Wissenslücken

Angesichts der hohen Schutzpriorität der Art sollten trotz der beträchtlichen methodischen Probleme regelmäßige Bestandskontrollen der Art erfolgen. Weiterführende Untersuchungen zur Raumnutzung wären dringend erforderlich, sind aber wohl nur mit dem Einsatz der Telemetrie durchführbar.

18.1.11 Literatur

AMAT, J.A. & SORIGUER, R.C: (1982): Datos sobre seleccion de habitat y ecologia alimenticica del Porron Pardo (*Aythya nyroca*). Donana Acta Vert. 9: 388-394.

AZAFZAF, H. (2003): The Ferruginous Duck in Tunisia. Pp. 84-87 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

AUBRECHT, G. & WINKLER, H. (1997): Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970-1997 – Trends und Bestände. Biosystematics and Ecology Series No. 13. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien. 175 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BANKOVICS, A. (1997): *Aythya nyroca* Ferruginous Duck. Pp 104-105 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

BAUER, K. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1969): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 3 Anseriformes 2. Teil. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 504 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CALLAGHAN, D.A. (2001): European Species Action Plan Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) In: SCHÄFFER, N. & GALLO-ORSI, U. (Hrsg.): European Union action plans for eight priority bird species.Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 45 pp.

DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G. (1994): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See-Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

DVORAK, M.; NEMETH, E.; TEBBICH, S.; RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.

DVORAK, M. & TEBBICH, S: (1998): Bestand, Bestandsentwicklung und Schutzsituation der Moorente (*Aythya nyroca*) im Neusiedler See-Gebiet. Ergebnisse von Bestandsaufnahmen in den Jahren 1996 und 1997. Bericht an die Biol. Station Illmitz und die Abt. IV (Naturschutz) des Amtes der Burgenländ. Landesregierung. BirdLife Österreich, Wien. 33 pp.

FESTETICS, A. & LEISLER, B. (1968): Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedler-See-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund-Reservates Seewinkel (I. Teil: Biogeographie des Gebietes, II. Teil: Schwimmvögel.). Wiss. Arb. Burgenland 44: 387-436.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GREEN, A.J. (1998): Habitat selection by the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and other ducks in the Goksu Delta, Turkey in late summer. Rev. Ecol. Terre et Vie 53: 225-243.

KRALJ, J.; RADOVIC, D. & TUTIŠ, V. (1998): Numbers and seasonal activity of Anatidae at Draganic fishponds in NW Croatia. Vogelwelt 119: 21-29.

KREUZBERG-MUKHINA, E. (2003): Assessment of the current status of Ferruginous Duck in Uzbekistan and in Central Asia. Pp. 122-129 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

PETKOV, N.V. (1998): Studies on the Ferruginous Duck in Bulgaria. Threatened Waterfowl Specialist Group Bulletin 11: 14-19.

PETKOV, N. (2000): Population trends of breeding Ferruginous Duck in Bulgaria. Threatened Waterfowl Specialist Group Bulletin 12: 44-48.

PETKOV, N. (2003): Ferruginous Duck habitat characteristics and daily activity rhythm in Bulgaria. Pp. 122-129 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

PETKOV, N. & MITEV, D. (2001): Ferruginous Ducks at Durankulak Lake complex, Bulgaria 1995-2001. Threatened Waterfowl Specialist Group Bulletin 13: 49-55.

RADOVIC, D., KRALJ, J. & TUTIŠ, V. (1998): Ferruginous Ducks at Draganic Fish-Ponds, NW Croatia, and a population estimate for croatia. Threatened Waterfowl Specialist Group Bulletin 11: 23-25.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ROBINSON, J.A. (2003): A global overview of the ecology of the Ferruginous Duck. Pp. 144-121 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

ROBINSON, J.A. & HUGHES, B. (2003): The Global Status and Distribution of the Ferruginous Duck. Pp. 8-17 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHNEIDER-JACOBY, M. (2003): Lack of Ferruginous Duck Protection in Croatia: A reason forthe decline in Central Europe?. Pp. 44-53 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

STERBETZ, I. (1969): Über die Ernährung der Moorente in Ungarn. Der Falke 16: 292-295.

SZABO, B. & VEGVARI, Z. (2003): Population trends, habitat selection and conservation status of the Ferruginous Duck in Hungary. Pp. 18-21 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

TROLLIET, B (2003): Ferruginous Duck in tropical Africa: A brief overview. Pp. 88-95 in PETKOV, N.; HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U.: Ferruginous Duck: From Research to Conservation. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. 144 pp.

TROLLIET, B. & GIRARD, O. (2001): Record counts of Ferruginous Ducks in sahelian Africa. Threatened Waterfowl Specialist Group Bulletin 13: 56-57.

18.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. In allen anderen Gebieten ist ihr Auftreten nur unregelmäßig. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Diejenigen Faktoren, die für Art am Neusiedler See limitierend wirken, sind weitgehend unbekannt. Die Auswahl an Habitatindikatoren ist daher nur mit großen Unsicherheiten möglich.

18.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

18.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Wasserstände	90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	75-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 75 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Durchflutung	Die Wasserfläche des Sees steht mit der Wasserfläche des Schilfgürtels von März bis Juli uneingeschränkt in Verbindung	Die Wasserfläche des Sees steht mit der Wasserfläche des Schilfgürtels von März bis Juli eingeschränkt in Verbindung	Die Wasserfläche des Sees hat mit der Wasserfläche des Schilfgürtels von März bis Juli nur an wenigen Stellen Verbindung
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

18.3 Bewertungsanleitung

18.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

18.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens ein Habitatindikator „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“, außer beide Habitatindikatoren sind „A“; beide Habitatindikatoren „C“ und Populationsindikator nicht „A““

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

19 A068 *MERGUS ALBELLUS*

19.1 Schutzobjektsteckbrief

19.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Zwergsäger

Englisch: Smew, Französisch: Harle piette, Italienisch: Pesciaiola, Spanisch: Serreta chica

19.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Anseriformes – Entenvögel, Familie Anatidae – Entenvögel

Merkmale: Kleiner, kompakter Entenvogel mit aufrichtbarer Federhaube. Der Schnabel besitzt einen kleinen Haken, mit denen er seine Beute festhalten kann. Männchen auffällig weiß-schwarz gezeichnet. Weibchen und Jungvögel gräulich gefärbt mit kastanienbraunem Kopf und weißer Wange.

19.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Der Zwergsäger ist das ganze Jahr über gerne gesellig und kommt außerhalb der Brutzeit in kleineren Trupps vor (CRAMP & SIMMONS 1977). Die Paarbindung findet schon im Winterquartier statt und hält bis zum Beginn der Brutperiode. Das Männchen verlässt das Weibchen schon während der Bebrütungsphase, spätestens aber nach dem Schlüpfen der Jungen.

Fortpflanzung: Der Zwergsäger ist ein Höhlenbrüter, wobei gerne Schwarzspechthöhlen angenommen werden (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1992). Die Gesellschaftsbalz fängt schon Ende Dezember/Januar im Winterquartier an und wird im Brutgebiet fortgesetzt. Die Gelegegröße liegt bei 7-9 Eiern (CRAMP & SIMMONS 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Zwergsäger besteht im Winter und Vorfrühling hauptsächlich aus Fisch, im restlichen Jahr hingegen werden vor allem Insekten erbeutet (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Nahrungserwerb findet durch Tauchen statt, wobei möglicherweise auch Schlamm nach Nahrung durchwühlt wird.

19.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Zwergsäger brütet an seichten, nahrungsreichen Gewässern (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1992). Da die Art in Höhlen brütet, liegen die Gewässer in bewaldeten Gebieten. Außerhalb der Brutzeit hält sich die Art an seichten Binnengewässern, an Flussmündungen und in geschützten Meeresbuchten auf.

19.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Über Populationsdynamik und Populationsökologie ist nur wenig bekannt (CRAMP & SIMMONS 1977). So gibt es z.B. keinerlei Angaben zum Bruterfolg.

Wanderungen: Der Zwergsäger ist ein ausgeprägter Zugvogel, dessen Zugverhalten weitgehend unbekannt ist (CRAMP & SIMMONS 1977). Das Überwinterungsareal reicht von Nordwest- über Zentral- bis nach Südosteuropa (GILISSEN et al. 2002). Im Winter sind die höchsten Zahlen in Nordwesteuropa und im Gebiet des Schwarzen und des Kaspischen Meeres zu finden. Zentraleuropa spielt als Überwinterungsgebiet nur eine untergeordnete Rolle. Wenn die bevorzugten Gewässer in Osteuropa, Zentral- und Westasien zufrieren, kann es zu großen Verschiebungen kommen (DELANY et al. 1999).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

19.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Zwergsäger ist transpaläarktisch verbreitet und auf den borealen Nadelwaldgürtel beschränkt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1992).

Europa: Der europäische Bestand wird auf 8.100-18.000 Brutpaare geschätzt, wobei Russland mit 7.000-15.000 und Finnland mit 1.000-2.000 die höchsten Bestände aufweisen (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Zur Zeit brütet die Art in der europäischen Union nur in Schweden mit 57-150 Brutpaaren und in Finnland mit 1.000-2.000 Brutpaaren.

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals des Zwergsägers.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Zwergsäger ist in Österreich ein regelmäßiger Durchzügler und Wintergast. Österreichweite Analysen des Auftretens der Art liegen bislang allerdings nur für die Mitter Jänner stattfindenden internationalen Wasservogelzählungen vor. Mehr als die Hälfte des Winterbestandes findet sich an der Donau, weitere wichtige Gebiete sind der Bodensee, der untere Inn sowie die untere Mur. Die Gesamtzahlen schwankten von 1970 und 1995 zwischen fünf und 80 Exemplaren. Die Herkunft der in Österreich durchziehenden und überwinternden Zwergsäger ist unbekannt (AUBRECHT & WINKLER 1997).

19.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Brutvorkommen SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Wie in ganz Europa ist auch in Österreich in Bezug auf die Winterbestände kein Trend zu erkennen (AUBRECHT & WINKLER 1997).

Gefährdungsursachen: Da der Zwergsäger tagaktiv ist und während der Winterzeit die Tageslänge und damit die potentielle Jagdzeit verkürzt ist, können sich regelmäßige Störungen durch menschliche Aktivitäten wie Freizeitnutzung aber auch Schifffahrt negativ auf das Energiebudget der Art auswirken. Die Auswirkungen geplanter flussbaulicher Maßnahmen im Nationalpark Donau-Auen, einem national bedeutenden Überwinterungsplatz, sind nicht absehbar.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Störungen an wichtigen Überwinterungs- und Rastplätzen, z.B. an der Alberner Schotterbank/Wien, sollten vermieden werden.

19.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich nur in geringen Zahlen auftritt, besteht aus internationaler Sicht keine besondere Verantwortlichkeit für deren Erhaltung.

19.1.9 Kartierung

Die Erfassung erfolgt über direkte Zählungen wie z.B. die Internationalen Wasservogelzählungen (AUBRECHT & WINKLER 1997).

19.1.10 Wissenslücken

Die Erfassung der Winterbestände erfolgt weiterhin über die Internationalen Wasservogelzählungen. Zur Zeit werden aber nur die Mittwinterzählungen regelmäßig ausgewertet (AUBRECHT & BÖCK 1985, AUBRECHT & WINKLER 1997). Neben diesen im Januar stattfindenden Zählungen werden die Wasservögel in vielen Bundesländern auch an anderen Ter-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

minen erfasst. Eine Auswertung dieser restlichen Zählungen und der im Archiv von BirdLife Österreich vorhandenen Daten wäre wünschenswert, um einen besseren Überblick über die tatsächlichen Winter- und Durchzugsbestände und deren Dynamik zu erhalten.

19.1.11 Literatur

AUBRECHT, G. & BÖCK, F. (1985): Österreichische Gewässer als Winterrastplatz für Wasservögel. Grüne Reihe Bundesministerium f. Gesundheit u. Umweltschutz 3: 1-270.

AUBRECHT, G. & WINKLER, H. (1997): Analyse der Internationalen Wasservogelzählungen (IWC) in Österreich 1970-1995 – Trends und Bestände. Österr. Akademie d. Wiss. Biosystematics and Ecology Series No. 13. Wien.175 pp.

DELANY, S.; REYES, C.; HUBERT, E.; PIHL, S.; REES, E.; HAANSTRA, L. & VAN STRIEN, A. (1999): Results form the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996. Wetlands Intenational Publication No. 54. Wageningen. 178 pp.

GILISSEN, N.; HAANSTRA, L.; DELANY, S.; BOERE, G. & HAGEMEIJER, W. (2002): Numbers and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1997, 1998 and 1999. Wetlands Intenational Global Series No. 11. Wageningen. 182 pp.

19.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Da die Habitatwahl der Art im Winterquartier in Österreich nicht untersucht ist, ist eine Angabe von Habitatindikatoren nicht möglich.

19.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

19.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

19.3 Bewertungsanleitung

19.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

19.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

20 A072 *PERNIS APIVORUS*

20.1 Schutzobjektsteckbrief

20.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Wespenbussard

Englisch: Honey Buzzard, Französisch: Bondrée apivore, Italienisch: Falco pecciaiolo, Spanisch: Abejero europeo

20.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Etwas größer, langflügeliger und langschwänziger als Mäusebussard. Der Wespenbussard besitzt eine lockere, gleichmäßige dunkle Bänderung auf den Schwung- und Schwanzfedern, wobei der Schwanz immer eine deutliche schwarze Endbinde und zwei weitere Binden besitzt.

20.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Über die Art und Dauer der Partnerbindungen ist nur wenig bekannt, es gibt aber Hinweise auf mehrjährige Partnerschaften (GLUTZ VON BLOTHEIM et al. 1989, VAN MANEN 2000). Ein häufiges Wechseln von Horsten zwischen den Jahren kommt in einigen Gebieten wahrscheinlich aufgrund von Konkurrenz mit anderen Greifvögeln vor (KOSTRZEWA 1985).

Fortpflanzung: Die Horste des Wespenbussards sind kleiner und unauffälliger als jene des Mäusebussards und werden bevorzugt auf alten Bäumen angelegt. Eine gewisse Bevorzugung von Laubbäumen ist erkennbar (GAMAUF 1988, KOSTRZEWA 1991). Möglicherweise ist diese Bevorzugung auf systematische Fehler zurückzuführen, da Horste in Nadelbäumen unauffälliger sind (STEINER 2000). In West- und Mitteleuropa liegt die Gelegegröße in der Regel bei zwei, seltener bei einem oder drei Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So wurden in Drenthe/Niederlande im Zeitraum 1992-1998 2,3 Eier/Nest (n=80) festgestellt (VAN MANEN 2000). Ähnliche Werte werden mit 2,07 Eiern/Gelege (n=15) aus Großbritannien berichtet (ROBERTS et al. 1999). Die Eiablage findet hauptsächlich zwischen Ende Mai und Mitte Juni statt, Ende August verlassen dann die letzten Jungen den Horst.

Nahrung und Nahrungssuche: Die Hauptnahrung des Wespenbussards stellen Larven, Puppen und Imagines von Wespen dar (ITÄMIES & MIKKOLA 1972, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, GAMAUF 1999). Andere Insekten, Regenwürmer, Spinnen, Amphibien, Reptilien, Vögel und kleine Säugetiere werden in weit geringerem Maße erbeutet. Besonders in wespenarmen Jahren können sich die Vögel auf Alternativnahrung umstellen (GAMAUF 1999).

Während der Wespenbussard nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1989) seine Nahrung hauptsächlich im Flug sucht, wies ZIESEMER (1997) in einer Telemetriestudie nach, dass die Beute fast ausschließlich von Warten aus gesucht wird.

20.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Wespenbussard brütet bevorzugt in abwechslungsreichen Landschaften am Rand oder im Inneren von Laub-, Nadel- oder Auwäldern wie auch in Feldgehölzen (GAMAUF 1988, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Einfluss der Waldflächengröße wird unter-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

schiedlich bewertet: Während GAMAUF (1988) und KOSTRZEWA (1991) von einer Bevorzugung großer Waldgebiete sprechen, spielte die Größe des Waldfragments in anderen Untersuchungen keine Rolle (AMCOFF et al. 1994, STEINER 2000). Grundsätzlich reagiert die Art wenig empfindlich auf Siedlungen und Straßen (GAMAUF 1988, KOSTRZEWA 1991, STEINER 1993). Gebiete mit guten, produktiven Böden und damit auch hohem Nahrungsangebot werden als Bruthabitat bevorzugt (GAMAUF 1991, AMCOFF et al. 1994, SELÅS 1997, STEINER 2000). Die Nahrung wird bevorzugt in Wäldern und Gehölzen gesucht (KOSTRZEWA 1991, ZIESEMER 1997, GAMAUF 1999), wobei ein hoher Anteil an abwechslungsreichen Altholzbeständen und Nähe zu Gewässern die Attraktivität des Lebensraumes für den Wespenbussard erhöht (GAMAUF 1999).

20.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: KOSTRZEWA (1991) errechnete unter Einbeziehung kleinflächiger Probeflächen eine durchschnittliche Siedlungsdichte des Wespenbussards für Europa unter einem Brutpaar/100 km^2. Die Abstände zwischen zwei Horsten liegen im Durchschnitt bei drei Kilometern, wobei minimale Nestabstände von 500 m auftreten können (KOSTRZEWA 1991). Die Größe der Home-Ranges ist von der Verfügbarkeit von Wespen abhängig (GAMAUF 1999). Im Südburgenland wurde für 27 Wespenbussardmännchen eine Größe des Aktionsraumes von durchschnittlich 15,4 km^2 (Spanne 10-25 km^2) festgestellt (GAMAUF 1999). Ähnliche Werte mit durchschnittlich 14,11 km^2 (Range: 11,5-15,75 km^2) gibt BIJLSMA (1991) für vier Männchen an. In einer Telemetriestudie fand ZIESEMER (1997) für zwei Männchen Aktionsraumgrößen von 17 und 22 km^2. Die Aktionsräume der Weibchen dürften sich in der Größe gegenüber jenen der Männchen unterscheiden. Während nach ZIESEMER (1997) und VOSKAMP (2000) Weibchen fast doppelt so große Home-Ranges aufweisen, erbrachten andere Studien gegenteilige Ergebnisse (GAMAUF 1999, ROBERTS et al. 1999).

Tabelle: Großflächige Siedlungsdichten des Wespenbussards in Europa.

Name	Gesamtfläche (ha)	Waldfläche (ha)	anwesende Paare	Waldfläche/ Paar (ha)	Paare/ 100 km²	Zeitraum
Südwest, Veluwe/Niederlande[2]	19.842	7.341	17	432	8,5	1976
Kresi Warendorf/Münsterland[3]	62.500		39		6,25	1978
Siegerland/Deutschl.[4]	62.200	40.000	3	13.333	0,49	1957-60
Stuttgart-Schönbuch-Schwarzwald[5]	44.100		35		7,9	1974
Schleswig[6]	75.000	3.750	10	375	1,3	1973
Oberlausitz[7]	15.000		15		10,0	?
Neuwied, Westerwald[8]	15.150	7.270	5	1.454	3,3	1968
Limousin, Frankreich[9]	16.000	5.344	5	1.069	3,12	1977

[2] BIJLSMA (1980) in KOSTRZEWA 1985
[3] CÖSTERS in KOSTRZEWA (1985)
[4] DEMANDT (1961)
[5] SCHUBERT (1977)
[6] LOOFT & BUSCHE (1981)
[7] MELDE (1971)
[8] STAUDE (1978)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

March/Thaya-Auen/Nö.[10]	12.300		30-40	7,5-10,0	1990er
Ilz/Stmk.[11]	10.000	4.000-4.500	6	6,0	1984
Großraum Oberwart/Bgld.[12]	20.000	8.400	16	8,0	1996-1998
NP Donau-Auen/Nö.[13]	11.500	70.500	27	22,1	1989-1993
Alpenvorland/Oö.[14]	11.000	1.100	7-10	7,3	1992-1997
Südliches Alpenvorland/Oö.[15]	20.000		22	11,0	1997-2002

In der nächsten Tabelle finden sich Angaben zu Reproduktionsraten, die in langjährigen Studien erfasst wurden. Ebenso wie die Aktionsraumgröße wurde in Drenthe/Niederlande eine Abhängigkeit des Bruterfolgs von der Verfügbarkeit von Wespen festgestellt (VAN MANEN 2000). Hingegen zeigte die Gelegegröße keinen Zusammenhang mit dem Vorkommen von Wespen, woraus geschlossen wurde, dass Wespenbussarde die Verfügbarkeit von Nahrung am Anfang der Brutsaison nicht abschätzen können. KOSTRZEWA (1987) bestätigt diese Ansicht und vermutet aufgrund seiner Ergebnisse, dass Wetterbedingungen im Mai als „Entscheidungshilfen“ dienen. Bei Schlechtwetter im Mai kommt es zu einem Brutverzicht. Nach GAMAUF (1999) besitzt der Wespenbussard eine gewisse Flexibilität in der Habitatwahl zur Brutzeit und kann die Beutetierdichten einschätzen.

Tabelle: Vergleich der Reproduktion des Wespenbussards in unterschiedlichen Teilen Europas. Gesamtbruterfolg: Flügge Jungvögel pro begonnener Brut.

Kontrollierte Paare	Untersuchungsdauer (Jahre)	Gesamt-Bruterfolg	Quelle
112	11	0,84	KOSTRZEWA (1991)
90	10	1,16	BJILSMA (1986)
58	14	1,21	GÖTTGENS (1984)
49	23	1,53	MEBS & LINK (1969)
26	8	1,00	WENDLAND (1953)
30	5	1,10	VOSKAMP (2000)
34	6	1,29	VAN MANEN (2000)
15	9	1,66	ROBERTS et al. (1999)
11	4	1,3	DOUCET (1968)

Wanderungen: Der Wespenbussard ist ein ausgeprägter Zugvogel, dessen Überwinterungsgebiete im Bereich des äquatorialen, immergrünen Regenwaldes von der Küste Guineas bis Kamerun, bis zur Zentralafrikanischen Republik und bis zum Kongo liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Im Mitteleuropa erscheint der Wespenbussard wieder ab Ende April

[9] NORE (1978)
[10] ZUNA-KRATKY et al. 2000
[11] HAAR in SACKL & SAMWALD (1997)
[12] GAUMAUF (1999)
[13] GAMAUF & HERB (1993)
[14] STEINER (2000)
[15] STEINER in BRADER & AUBRECHT (2003)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

im Brutgebiet, wobei der Haupteinzug im Mai stattfindet. Der Wegzug aus den Brutgebieten beginnt im August und ist gegen Mitte Oktober abgeschlossen.

20.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die genaue Verbreitung des Wespenbussards ist nur unzureichend bekannt (CRAMP & SIMMONS 1980, SNOW & PERRINS 1998). Das Areal der Art reicht von Europa bis ins südwestliche Sibirien (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Nordgrenze verläuft durch Südengland, durch das südliche Norwegen und dann entlang des 63.° Breitengrad. Die südliche Grenze erstreckt sich von der Iberischen Halbinsel über Mittelitalien und Griechenland bis an die Nordküste des Schwarzen Meers. Anschließend verläuft sie durch die nordöstliche Türkei, Armenien und Aserbaidschan.

Europa: Der Wespenbussard besiedelt einen Großteil Europas (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Art fehlt in Teilen der Britischen Inseln, in einem Großteil Skandinaviens, südlich Zentralspaniens, in Süditalien und in großen Bereichen der Balkanhalbinsel.

Europäische Union: Der Brutbestand des Wespenbussards in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 25.800-36.300 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Wespenbussards in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	1.400-2.500	1998-2002
Belgien	300-450	1981-1990
Dänemark	650-650	1980-1987
Deutschland	3.800-4.800	1991-1994
Finnland	4.000-5.000	1990-1995
Frankreich	8.000-12.000	1982
Griechenland	300-1.000	-
Italien	500-800	1988-1997
Luxemburg	80-100	-
Niederlande	400-500	1979
Portugal	10-100	1989
Schweden	5.400-6.400	1990
Spanien	1.000-2.000	-
Vereinigtes Königreich	4-23	1989-1993

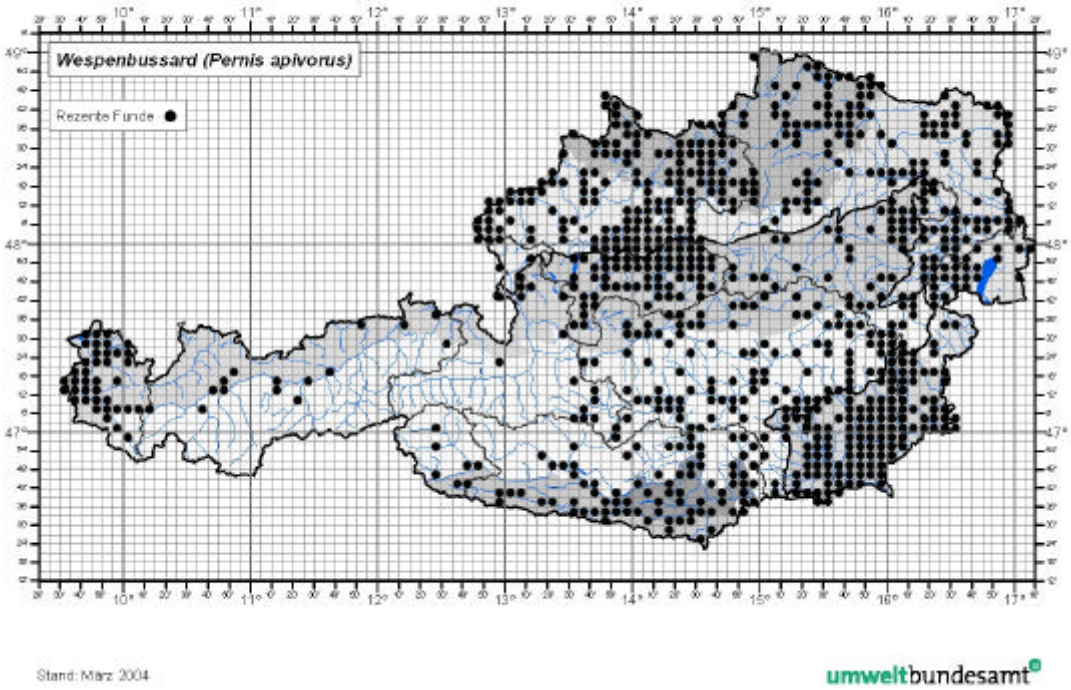
Österreich/Verbreitung: Der Wespenbussard ist ein weitverbreiteter Brutvogel Österreichs und fehlt nur in den baumlosen Hochgebirgslagen und ausgeräumten Agrarlandschaften (DVORAK et al. 1993). Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in den bewaldeten Tief- und Hügellandschaften des östlichen Alpenvorlandes auf 200-400 m, wobei die Siedlungsdichten des Wespenbussards nicht jene des Mäusebussards erreichen. Die höchstgelegenen Horste wurden zwischen 1.250 und 1.300 m Seehöhe festgestellt (SACKL & SAMWALD 1997, BRADER & AUBRECHT 2003). Ein historischer Nachweis eines Horstes auf 1.500 m Seehöhe stammt aus der ersten Hälfte des Jahrhunderts (BIASOLI in LANDMANN & LENTNER 2001).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* In Wien ist der Wespenbussard in der Lobau und im Wienerwald zu finden. Aufgrund seiner heimlichen Lebensweise ist die genaue Verbreitung aber

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nur unzureichend bekannt. Der in den Jahren 1989-1993 von GAMAUF & HERB (1993) festgestellte Bestand in der Lobau von sechs Brutpaaren dürfte in etwa die aktuelle Situation widerspiegeln. *Niederösterreich:* Wie in anderen Bundesländern ist die Kenntnis über Verbreitung und Bestand sehr lückenhaft (BERG 1997). Die Art dürfte in allen bewaldeten Landschaften vorkommen. Dichteangaben gibt es aus dem Nationalpark Donau-Auen mit 22,1 Brutpaaren/100 km^2 (GAMAUF & HERB 1993) und aus dem Weinviertel im Bezirk Mistelbach mit 1,9-2,8 Brutpaaren/100 km^2 (UMWELTBUNDESAMT 1995). *Burgenland:* Der Wespenbussard kommt er in allen Gebieten mit großen Waldflächen flächendeckend vor (A. GAMAUF mündl.). Im Großraum Oberwart wurde auf einer 200 km^2 großen Probefläche eine Siedlungsdichte von 8,0 Brutpaaren/100 km^2 (GAMAUF 1999) ermittelt. *Steiermark:* Die Verbreitungsschwerpunkte des Wespenbussards in der Steiermark liegen in den bewaldeten Hügellandschaften und großen Flusstälern des Alpenvorlandes (SACKL & SAMWALD 1997). Die Art besiedelt auch höhere Lagen, doch ist sie hier in weit geringeren Dichten anzutreffen. Siedlungsdichten liegen aus einigen Bereichen der Steiermark vor. So wurde auf einer 100 km^2 großen Probefläche zwischen Großwilfersdorf und Ilz eine Dichte von 6,0 Brutpaaren/100 km^2 festgestellt (SACKL & SAMWALD 1997). Bei Söchau schwankte die Siedlungsdichte von 1984-1987 zwischen 6,0 und 8,0 Brutpaaren/100 km^2 (GAMAUF 1991). In St. Marein bei Graz wurden die höchsten Dichten für die Steiermark von 14-18 Brutpaaren/100 km^2 festgestellt, wobei die Untersuchungsfläche nur eine Größe von 50 km^2 aufwies (GAMAUF 1991). *Kärnten:* Über die Situation des Wespenbussards in Kärnten ist ausgesprochen wenig bekannt, aber sie dürfte sich ähnlich zu jener in der Steiermark darstellen. *Oberösterreich:* Der Wespenbussard dürfte in Oberösterreich flächendeckend vorkommen, die höchstgelegenen Brutvorkommen finden sich zwischen 1.200 und 1.300 m (BRADER & AUBRECHT 2003). Großflächige Bestands- und Siedlungsdichteuntersuchungen liegen nur vereinzelt vor. So wurden 1997-2002 im Krems- und Steyrtal auf 200 km^2 22 Revierpaare (11 Paare/100 km^2) festgestellt (STEINER in BRADER & AUBRECHT 2003). Im selben Zeitraum wurden im Nationalpark Kalkalpen auf einer ebenfalls 200 km^2 großen Fläche mindestens 15 Revierpaare geschätzt (STEINER 2002). *Tirol:* Auch in Tirol ist die Situation des Wespenbussards nur unzureichend bekannt (LANDMANN & LENTNER 2001). Der Verbreitungsschwerpunkt dürfte zwischen 600 und 1.000 m Seehöhe liegen. *Vorarlberg:* Der Wespenbussard besiedelt die sonnigen Hänge größerer Täler und kommt im vorderen und mittleren Bregenzerwald, im Rheintal, im Walgau, im Laternsertal, im Klostertal und im Montafon vor (KILZER et al. 2002). Seine Verbreitung reicht bis zur obersten Laubwaldstufe in 1.300-1.400 m.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



20.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/ungefährdet, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die Entwicklung des Bestands ist aufgrund der heimlichen Lebensweise und der damit verbundenen geringen Kenntnis über Bestand und Verbreitung nicht einschätzbar. Es gibt aber in einzelnen Gebieten Hinweise auf Rückgänge (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Habitatverluste stellen einen wesentlichen Gefährdungsfaktor für den Wespenbussard dar (KILZER et al. 2002, BRADER & AUBRECHT 2003, FRÜHAUF 2005). Zu diesen zählen landwirtschaftliche Intensivierungsmaßnahmen wie Wiesenumbruch, Umwandlungen von Magerwiesen oder Entwässerungen. Weiters verringert die Intensivierung in der Forstwirtschaft wie die Verkürzung der Umtriebszeiten mit damit einhergehender Erhöhung des Schlussgrades (weniger Licht am Boden und damit weniger Wespen) oder der Aufbau von Monokulturen das Lebensraumangebot für den Wespenbussard. Auch die Verfolgung von Greifvögeln ist in diesem Zusammenhang zu nennen. Durch die Verwechslung mit Mäusebussard und Habicht kommt es zu Abschüssen von Wespenbussarden (BERG 1997, FRÜHAUF 2005).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die Einstellung der Verfolgung von Greifvögeln würde unnötige Abschüsse von Wespenbussarden verhindern. Die Erhaltung aufgelockerter Waldbestände und von Altholzinseln sowie die Verlängerung der Umtriebszeit stellen für den Wespenbussard wesentliche Managementmaßnahmen dar. Weiters führt die Erhaltung und Pflege von extensiven Wiesenflächen insbesondere in Waldrandnähe zu einer Verbesserung des Nahrungsangebots. Da wir nur eine geringe

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Kenntnis über Bestand, Verbreitung und die Populationsökologie der Art haben, ist für die Durchführung von Schutzmaßnahmen ein Monitoring entscheidend.

20.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Wespenbussards stark verantwortlich, da mindestens 2 % des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

20.1.9 Kartierung

Aufgrund seiner heimlichen Lebensweise ist es schwierig, den Wespenbussard durch eine Revierkartierung zu erfassen. Nur der Balzflug wird als auffällig beschrieben und kann ab der Ankunft im Mai beobachtet werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Eine der Kartierung der balzfliegenden Paare vorausgehende Erfassung der Horste im Winter und zeitigen Frühjahr ist zu empfehlen. Die gefundenen Horste sollten dann ab Mitte Juni auf den Besetzungsgrad untersucht werden. Da der Wespenbussard im Gegensatz zu anderen Greifvogelarten spät ankommt, können diese Horstkontrollen bis Mitte Juli erfolgen. Da auch neue Horste gebaut werden können, ist eine Suche nach neuen Horsten lohnenswert.

20.1.10 Wissenslücken

Unsere Kenntnis über den Bestand und die Verbreitung des Wespenbussards ist sehr lückenhaft. Ein Monitoring und populationsökologische Studien über Bruterfolg, Ernährung und Raum-Zeit-Nutzung sind dementsprechend erforderlich.

20.1.11 Literatur

AMCOFF, M.; TJERNBERG, M. & BERG, Å. (1994): Bivråkens *Pernis apivorus* boplatsval. Ornis Svecica 4: 145-158.

BIJLSMA, R.G. (1986): Voorkomen en broedbiologie van de Wespendief (*Pernis apivorus*) op de ZW-Veluwe en in ZO-Achterhoek. Limosa 59: 61-66.

BIJLSMA, R.G. (1991): Terreingebruik door Wespendieven *Pernis apivorus*. Drentse Vogels 4: 27-31.

DEMANDT, C. (1961): Untersuchungen über den Greifvogelbestand des Siegerlandes. Natur u. Heimat 21: 73-75.

DOUCET, J. (1968): En marge des opérations de baguement des rapaces au nid: quelques observations concernant la Bondrée apivore, *Pernis apvorus* en 1966 et 1967. Gerfaut 58: 94-100.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GAMAUF, A. (1988): Hierarchische Ordnung in der Wahl der Nistplatz- und Jagdhabitate dreier sympatrisch vorkommender Greifvogelarten (*Buteo buteo*, *Pernis apivorus*, *Accipiter gentilis*). Diss. Univ. Wien. Wien. 105 pp.

GAMAUF, A. (1991): Greifvögel in Österreich. Bestand-Bedrohung-Gesetz. Monographie 29, Umweltbundesamt. Wien. 136 pp.

GAMAUF, A. (1999): Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) ein Nahrungsspezialist? Der Einfluß sozialer Hymenopteren auf Habitatnutzung und Home Range-Größe. Egretta 42: 57-85.

GAMAUF, A. & HERB, B. (1993): Situation der Greifvogelfauna im geplanten Nationalpark Donau-Auen. Studie i. Auftr. d. Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal Nationalpark Donau-Auen. Wolkersdorf. 77 pp. + Kartenmaterial.

GÖTTGENS, H. (1984): Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) im südniedersächsischen Bergland. Beitr. Naturkunde Niedersachsens 37: 205-220.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ITÄMIES, J. & MIKKOLA, H. (1972): The diet of Honey Buzzard *Pernis apivorus* in Finland. Orn. Fenn. 7-9.

KOSTRZEWA, A. (1985): Zur Biologie des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen. Ökol. Vögel 7: 113-134.

KOSTRZEWA, A. (1987): Einflüsse des Wetters auf Siedlungsdichte und Fortpflanzung des Wespenbussards (*Pernis apivorus*). Vogelwarte 34: 33-46.

KOSTRZEWA, A. (1991): Die Ökologie des Wespenbussards *Pernis apivorus* L. in der Niederrheinischen Bucht 1979-89: Dichte, Bruterfolg, Habitatpräferenz und limitierende Faktoren. In: STUBBE, M. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 2. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 230-254.

LOOFT, V. & BUSCHE, G. (1981): Greifvögel. Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 2.

MEBS, T. & LINK, H. (1969): Zur Siedlungsdichte und Brutbiologie des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) in einem fränkischen Beobachtungsgebiet. Jahrbuch DFO 168: 47-53.

MELDE, M. (1971): Die Bussardarten in der Oberlausitz. Abh. U. Ber. Naturkundemuseums Görlitz 46: 1-9.

NORE, T. (1978): Rapaces diurnes communs en liousin pendant la periode de nidification. Alauda 47: 183-194.

ROBERTS, S.J.; LEWIS, J.M.S. & WILLIAMS, I.T. (1999): Breeding European Honey-Buzzards in Britain. Br. Birds 92: 326-345.

SCHUBERT, W. (1977): Brutausfälle beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*) in Baden-Württemberg. Anz. Orn. Ges. Bayern 16: 171-175.

SELÅS, V. (1997): Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. J. Raptor Res. 31: 16-25.

STAUDE, J. (1978): Untersuchungen über den Brutbestand verschiedener Greifvogelarten im Westerwald nach Feststellungen in den Jahren 1967-1974. Vogelwelt 99: 54-66.

STEINER, H. (1993): Bestandssituation, Nistplatzwahl und Nahrungsökologie von sechs Grefvogelarten Oberösterreichs. Öko L 15/4: 21-32.

STEINER, H. (2000): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). J. Orn. 141: 68-76.

STEINER, H. (2002): Monitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft mit Greifvögeln nach Vogelschutzrichtlinie im Jahr 2002. Im Auftr. d. Amtes der oö. Landesregierung, Naturschutzabteilung. 30 pp.+ Anhang.

UMWELTBUNDESAMT (1995): Greifvogelerhebung Niederösterreich. Endbericht über eine Probeuntersuchung 1993 in einigen Jagdrevieren im politischen Bezirk Mistelbach. Report 116, Umweltbundesamt. Wien. 35 pp.

VAN MANEN, W. (2000): Reproductive strategy of Honey Buzzards *Pernis apivorus* in the northern Netherlands. Limosa 73: 81-86 (in holländisch mit englischer Zusammenfassung).

VOSKAMP, P. (2000): Population biology and landscape use of the Honey Buzzard *Pernis apivorus* in Salland. Limosa 73: 67-76 (in holländisch mit englischer Zusammenfassung).

WENDLAND, V. (1953): Populationsstudien an Raubvögeln II. J. Orn. 94: 103-113.

ZIESEMER, F. (1997): Raumnutzung und Verhalten von Wespenbussarden (*Pernis apivorus*) während der Jungenaufzucht und zu Beginn des Wegzuges - eine telemetrische Untersuchung. Corax 17: 19-34.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

20.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Wespenbussard ist in Österreich in geeigneten Habitaten flächig verbreitet und besetzt große Aktionsräume. Eine Unterscheidung von Einzelvorkommen und Gebietsebene ist daher weder sinnvoll noch möglich.

20.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

20.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg	Gesamtbruterfolg[16] (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 1,48	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 0,96-1,48	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 0,96
Siedlungsdichte	Siedlungsdichte (Reviere/ 100 km²) > 12,0	Siedlungsdichte (Reviere/ 100 km²) 3,0- 12,0	Siedlungsdichte (Reviere/ 100 km²) < 3,0

20.3 Bewertungsanleitung

20.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

20.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Alle Populationsindikatoren „A“, Zwei Populationsindikatoren „A“, der dritte „B“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Alle drei Populationsindikatoren „C“, zwei Populationsindikatoren „C“, der dritte „B“, ein Populationsindikator „C“, keiner der beiden anderen „A“

[16] Der Gesamtbruterfolg bezeichnet die Anzahl flügger Jungvögel pro begonnener Brut. Als Grundlage zur Bildung der Schwellenwerte zum Bruterfolg wurden aus in der Literatur angegebenen Werten Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

21 A073 *MILVUS MIGRANS*

21.1 Schutzobjektsteckbrief

21.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schwarzmilan

Englisch: Black Kite, Französisch: Milan noir, Italienisch: Nibbio bruno, Spanisch: Milano negro

21.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Mittelgroßer Greifvogel mit leicht gegabeltem Schwanz. Grundfärbung braun mit einem schwach ausgeprägten hellen Fenster am inneren Handflügel. Am ehesten mit Rotmilan *Milvus milvus* zu verwechseln. Der Rotmilan ist jedoch etwas größer, hat längere Flügel und besitzt einen deutlich tiefer gegabelten Schwanz. Weiters fehlt dem Schwarzmilan die für den Rotmilan typische rötliche Färbung des Körpergefieders, der Decken und des Schwanzes.

21.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Neben Saisonehen gibt es auch Hinweise auf Dauerehen und Horsttreue (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Außerhalb der Brutzeit neigen Schwarzmilane zur Gruppenbildung, die gemeinsam Schlafplätze besetzen oder ertragreiche Nahrungsquellen ausbeuten (ORTLIEB 1998). Ansammlungen können Größenordnungen bis zu 60 Vögel erreichen (LANGELOTT 1955, BAUMGART 1964, ZUNA-KRATKY et al. 2000), ORTLIEB (1998) spricht sogar von mehreren 100 Schwarzmilanen.

Fortpflanzung: Der Schwarzmilan bevorzugt Neststandorte, die einen freien Anflug gewährleisten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Dementsprechend werden Horste am Waldrand, an Steilhängen oder im höchsten Baum eines Bestandes errichtet, wobei die Auswahl der Baumart von der Waldgesellschaft abhängig ist. Die Horste werden sowohl selbst gebaut wie auch vorhandene Nester von anderen Greif- oder Krähenvögeln genutzt. Die Gelegegröße liegt meist bei 2-3, seltener bei einem oder vier Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So wurden im Zeitraum 1987-1990 in Niedersachsen 2,73 Eier/Horst (n=15) festgestellt (SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 1991). Die Eiablage erfolgt von April bis Anfang Mai, Ende Juni/Anfang Juli verlassen die Jungen dann das Nest.

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrungszusammensetzung des Schwarzmilans ist wie beim Rotmilan ausgesprochen vielfältig und reicht von Insekten über Fische und Amphibien bis zu Vögeln und Säugern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, ORTLIEB 1998, ZAWADZKA 1999). Fische zählen in vielen Gebieten Mitteleuropas zur Hauptbeute des Schwarzmilans (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Fische werden von der Wasseroberfläche geklaubt und sind oft schon krank oder tot. Nach SCHNURRE (1956) beträgt die durchschnittliche Größe der Beutefische 12-20 cm, Karpfenartig *Cyprinidae* und Hechte *Exos lucius* können bis zu 28-30 cm groß sein. Unter den Vögeln treten Stockente *Anas platyrhnchos*, Fasan *Phasanus colchicus*, Feldlerche *Alauda arvensis,* Aaskrähe *Corvus corone*, Elster *Pica pica* und Star *Sturnus vulgaris* regelmäßig in den Beutelisten auf (ORTLIEB 1998). Gegenüber dem Rotmilan ist der Schwarzmilan ein weit ausgeprägterer Aasfresser und Schmarotzer (ORTLIEB 1998). So patrouilliert der Schwarzmilan entlang von Straßenrändern, um Verkehrsopfer zu finden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Der Schwarzmilan findet seine Nahrung im niedrigen Suchflug, die Jagd von einer Warte aus wird kaum durchgeführt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Auf abgeernteten Feldern und abgemähten Wiesen jagt der Schwarzmilan auch häufig zu Fuß, um Regenwürmer, Insekten oder Mäuse zu erbeuten bzw. Aas zu sammeln.

21.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Schwarzmilan zeigt eine weit deutlichere Bindung an Gewässer als der nahverwandte Rotmilan (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, ORTLIEB 1998). So besiedelt er vorwiegend gewässerreichen Niederungen und breite Flusstälern mit ausreichendem Fischangebot. Ähnlich zum Rotmilan werden die Horste bevorzugt in lückigen Altholzbeständen angelegt, mitunter sind die Horst auch in Feldgehölzen zu finden Auch außerhalb der Brutzeit hält sich der Schwarzmilan bevorzugt in der Nähe von Gewässern auf. Im Inneren von geschlossenen Waldungen kommt er dagegen nicht vor (ORTLIEB 1998).

Bevorzugte Jagflächen sind Gewässer, wobei der Schwarzmilan sehr wohl auch große Lichtungen, Acker- und Grünlandflächen zur Nahrungssuche aufsucht (ORTLIEB 1998). Er sucht auch häufig Straßenränder nach Verkehrsopfern ab oder nutzt Siedlungen und vor allem deren Mülldeponien als Nahrungsquelle.

21.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Im Oberen Gäue/Baden-Württemberg wurden auf einer 500 km^2 großen Probefläche im Zeitraum 1997-1999 Siedlungsdichten von 0,8-1,0 Brutpaar/100 km^2 festgestellt (WALZ 2001). Ähnliche Werte liegen aus dem nördlichen Harzvorland/Sachsen-Anhalt aus den Jahren 1978-1989 mit 1,0 Brutpaaren/100 km^2 vor, wobei die Dichte etwas höher liegen dürfte, da nur erfolgreiche Paare registriert wurden (STUBBE et al. 1991). Deutlich dichter besiedelt ist dagegen das östliche Harzvorland/Sachsen-Anhalt (SCHÖNBRODT & TACHNITZ 1991). Auf einer 753 km^2 großen Probefläche wurde im Zeitraum 1986-1990 eine durchschnittliche Siedlungsdichte von 5,3 Brutpaaren/100 km^2 festgestellt. Im Nationalpark Donau-Auen (112 km^2) liegen die Dichten aktuell bei etwa 12,5 Brutpaaren/100 km^2 (TUCAKOV 2003). Anfang der 1990er Jahre wurden noch 22,3 Brutpaare/100 km^2 registriert (GAMAUF & HERB 1993, GAMAUF 1995). In den March-Thaya-Auen wurden im Jahr 2000 8-10 Brutpaare auf 123 km^2 erfasst. Dies entspricht einer Dichte von 6,5-8,1 Brutpaaren/100 km^2 (Daten AURING). Auch hier hat der Bestand abgenommen, so wurde im Zeitraum 1992-1994 noch eine Siedlungsdichte von 9,7-12,2 Paare/100 km^2 ermittelt (ZUNA-KRATKY et al. 2000). In einer Telemetriestudie im Nordharzvorland/Sachsen-Anhalt wiesen sechs Schwarzmilane eine Ausdehnung der Aktionsräume von 49-172 km^2 auf (HAGGE et al. 2004).

Im Oberen Gäue/Baden-Württemberg wurde im Zeitraum 1997-1999 ein mittlerer Bruterfolg von 1,7 flüggen Jungen/Brutpaar (n=14) festgestellt (WALZ 2001). Im Hakel/Sachsen-Anhalt lag der Bruterfolg bei 147 in den Jahren 1982-1990 kontrollierten Horsten mit 1,39 flüggen Jungvögeln/Brutpaar darunter (STUBBE et al. 1991). Einen deutlich höheren Bruterfolg zeigten die Schwarzmilane im östlichen Harzvorland/Sachsen-Anhalt im Zeitraum 1991-1998 mit 2,12 flüggen Jungvögeln/Brutpaar (n=210; SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2000). In den Donau-Auen lag der Bruterfolg für 18 kontrollierte Horste im Jahr 1989 bei 1,78 flüggen Jungen/begonnener Brut (GAMAUF 1995). Auf der tschechischen Seite der March-Thaya-Auen wurde ein Bruterfolg von 2,31 flüggen Jungvögeln/Brutpaar (n=142) festgestellt (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

Wanderungen: Der Schwarzmilan ist ein Zugvogel, der hauptsächlich im tropischen Afrika überwintert, wobei das Überwinterungsareal bis nach Südafrika reicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Weitere Überwinterungsgebiete sind im Mittelmeerraum und im Nahen Osten bekannt. Die Brutgebiete werden ab Ende Juli verlassen, wobei der Höhepunkt des Durchzugs in Österreich im August erreicht wird. Ab Ende März treffen die ersten Schwarzmilane wieder an ihren Brutplätzen ein, wobei der Haupteinzug Anfang April erfolgt (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

21.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Schwarzmilan ist ein altweltliches Faunenelement, dessen Areal von Europa mit Ausnahme des Nordwestens über ganz Asien bis nach Australien reicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Schwarzmilan besiedelt weiters den gesamten afrikanischen Kontinent mit Ausnahme der Sahara.

Europa: In Europa reicht das Vorkommen des Schwarzmilans von der Iberischen Halbinsel bis zum Ural (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Art fehlt auf den Britischen Inseln und bis auf wenige Brutpaare an den Küsten Südfinnlands und in Schweden auch in Skandinavien. In den Niederlanden ist der Schwarzmilan ein unregelmäßiger Brutvogel. In Spanien und Portugal ist die Art weitverbreitete, in Mitteleuropa, Italien und Griechenland weist der Schwarzmilan hingegen ein zersplittertes Vorkommen auf.

Europäische Union: Der Brutbestand des Schwarzmilans in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 18.700-22.300 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Schwarzmilans in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

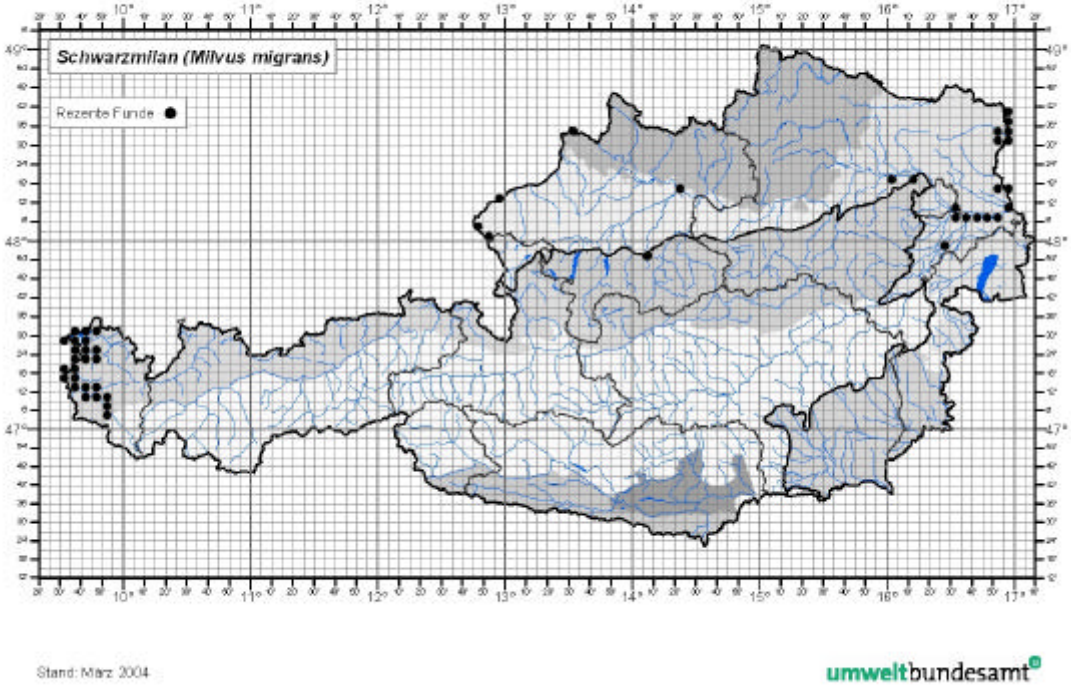
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	50-100	1998-2002
Belgien	4-8	1981-1990
Deutschland	2.500-3.000	1996
Finnland	10-15	1990-1995
Frankreich	6.000-8.000	1990
Griechenland	10-30	-
Italien	700-1.000	1988-1997
Luxemburg	15-20	1997
Niederlande	0-1	1979
Portugal	400-1.100	1989
Schweden	0-5	1990
Spanien	9.000-9.000	-

Österreich/Verbreitung: Der Schwarzmilan brütet in Österreich lokal an größeren Tieflandflüssen wie der Donau, der March, der Thaya oder dem Inn (DVORAK et al. 1993). Die Hälfte des österreichischen Bestandes konzentriert sich auf zwei Schwerpunkte. Der eine liegt in Ostösterreich in den March/Thaya-Auen und in den Auwäldern der Donau in Niederösterreich und Wien (BERG 1997), der zweite Schwerpunkt der Verbreitung ist in Vorarlberg im Rheintal und der Walgau beheimatet (KILZER et al. 2002).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien*: Etwa die Hälfte des Brutbestandes der Donau-Auen ist mit ca. sieben Paaren in der Lobau zu finden (TUCAKOV 2003). Da schon von GAMAUF & HERB (1993) eine ähnliche Bestandsgröße in den Jahren 1989-1993 festgestellt wurde, dürfte das Vorkommen stabil sein. *Niederösterreich*: Das Vorkommen des Schwarzmilans in Niederösterreich konzentriert sich mit 8-10 Brutpaaren auf die March-Thaya-Auen (Daten AURING) und die niederösterreichischen Donau-Auen, wobei der Zustand und die Größe des Bestandes westlich der Donau unklar ist. Im niederösterreichischen Teil des Nationalparks Donau-Auen brüten mindestens sieben Brutpaaren (TUCAKOV 2003). Einzelne Ansiedlungen sind noch aus dem Waldviertel und der Feuchten Ebene bekannt (BERG 1997). *Burgenland*: Der Bestand im

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Burgenland wird auf 1-3 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Oberösterreich*: Vereinzelte Brutvorkommen sind an der Salzach, dem Inn und an der Donau zu finden (BRADER & AUBRECHT 2003). An der Traun und der Krems brütet die Art nur sehr unregelmäßig. *Kärnten*: Der Schwarzmilan gilt als unregelmäßiger Brutvogel Kärntens. *Tirol*: Bislang gelang erst ein Brutnachweis im unteren Lechtal im Jahr 1969 (WISMATH 1971), nachdem bereits 1967 ein Brutpaar an der Grenze Tirols brütete (SCHUBERT 1972). Seit dem ersten Brutnachweis kommt es zu regelmäßigen Brutzeitbeobachtungen, ohne dass ein Brutnachweis erbracht werden konnte (LANDMANN & LENTNER 2001). *Vorarlberg*: Seit Anfang der 1960er Jahre gilt der Schwarzmilan als Brutvogel Vorarlbergs (KILZER et al. 2002). Seitdem nahm der Brutbestand zumindest bis Ende der 1980er Jahre stetig zu und hält aktuell bei 20-30 Brutpaaren. Ein stabiler Bestand von 8-10 Brutpaaren brütet im Walgau (KILZER et al. 2002), die restlichen Paare brüten im Rheintal.



21.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: EN (endangered/stark gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Entwicklungstendenzen: Zur Zeit beherbergt Österreich einen kleinen Bestand des Schwarzmilans, der zum Teil starken Fluktuationen unterworfen ist. In den 1980er Jahren kam es sowohl in Ostösterreich als auch in Vorarlberg zu einer deutlichen Zunahme des Bestands (ZUNA-KRATKY 2000, KILZER et al. 2002). Der Gesamtbestand in Vorarlberg hat in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre wiederum abgenommen: Schlafplatzzählungen im Rheintal ergaben 1996 maximal 140, 2002 nur mehr maximal 110 Individuen (DATENARCHIV BIRDLIFE VORARLBERG), desgleichen wurden bei Erhebungen im Walgau

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

im Sommer 1997 maximal 82, im Sommer 2001 hingegen nur mehr maximal 41 bei Schlafplatzzählungen festgestellt (G. AMANN unveröff.) Die Vorkommen im Osten Österreichs sind ebenso Bestandsrückgängen ausgesetzt. So ging der Bestand im Nationalpark Donau-Auen von 25 Brutpaaren im Zeitraum 1989-1993 (GAMAUF & HERB 1993, GAMAUF 1995) auf etwa 14 Brutpaare im Jahr 2003 zurück (TUCAKOV 2003). Leichtere, aber ebenfalls deutlich ersichtliche Rückgänge wurden in den March-Thaya-Auen registriert. Während es seit Anfang der 1980er Jahre noch zu einer Zunahme des Bestands von 3-4 Paaren im Jahr 1984 auf 12-15 Brutpaare im Zeitraum 1992-1994 kam (ZUNA-KRATKY et al. 2000), nahm der Bestand Mitte bis Ende der 1990er Jahre ab und pendelte sich in den letzten Jahren auf 7-10 Brutpaare ein (Daten AURING).

Gefährdungsursachen: Die zunehmende Verfolgung von Greifvögeln durch Abschüsse und Vergiftungen in den letzten Jahren geben Anlass zur Sorge. Da Milane Aasfresse sind, sind sie durch Vergiftungsaktionen besonders gefährdet (LOUPAL 2001). Habitatverluste in Flusslandschaften und die Beeinträchtigung ihrer Dynamik stellen aufgrund der engen Bindung des Schwarzmilans an Gewässer einen wesentlichen Gefährdungsfaktor dar (BERG 1997, FRÜHAUF 2005). Störungen zur Brutzeit durch Forstarbeiten oder Freizeitnutzung können zu niedrigem Bruterfolg oder gar Verlust der Brut führen (GAMAUF & HERB 1993). Ein spezielles Gefahrenpotential stellt im Rheintal die mögliche Schließung der Mülldeponie dar, da sie eine zentrale Nahrungsquelle für die dort brütenden Schwarzmilane ist (FRÜHAUF 2005).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: ine wichtige Maßnahme stellt die Einstellung der Verfolgung durch Abschüsse und Giftköder dar. Die Erhaltung oder die Revitalisierung einer reichstrukturierten und dynamischen Aulandschaft durch großzügige Renaturierungsprojekte (z. B. durch das EU-Finanzierungsinstrument LIFE) sind für die Erhaltung des Schwarzmilans essentiell (FRÜHAUF 2005). Auch die Extensivierung der Landwirtschaft kommt der Art entgegen. Störungen durch Forstarbeiten oder Freizeitnutzung sollten zur Brutzeit im Umfeld bekannter Horste nicht mehr erfolgen. Dies kann in Schutzgebieten problemlos umgesetzt werden, abseits davon durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. Weiters ist es notwendig, ein Bestandsmonitoring durchzuführen und dieses in ein spezielles Artenschutzprogramm zu integrieren.

21.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) kommt Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Schwarzmilans keine besondere Bedeutung zu.

21.1.9 Kartierung

Der Bestand der Art kann über eine Revierkartierung erfasst werden, wobei balzende bzw. territoriale Vögel notiert werden. Der optimale Kartierungszeitraum erstreckt sich von April bis Anfang Mai, da zu dieser Zeit die Reviere besetzt werden. Die Feststellung des Bruterfolgs ist sehr aufwendig, aber essentiell, um auf den Zustand der Population schließen zu können. Dabei ist darauf zu achten, dass Schwarzmilane insbesondere während der Bebrütungsphase sehr sensibel auf Störungen reagieren können. Der Bruterfolg sollte daher erst ab Mitte Juni überprüft werden. Die Standorte der Horste können schon im Herbst nach dem Laubfall oder im Winter erfasst werden. Die Kontrolle des Besetzungsgrades und des Bruterfolges erfolgt dann im darauffolgenden Frühjahr (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995).

21.1.10 Wissenslücken

Unsere Kenntnis über Bestand und dessen Entwicklung in Österreich ist ausgesprochen lückenhaft. Studien über populationsdynamische Parameter wie Bruterfolg oder Raum-Zeit-Nutzung fehlen fast gänzlich. Eine Bestandsüberwachung ist essentiell, um ein notwendiges Artenschutzprogramm zu gewährleisten.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

21.1.11 Literatur

BAUMGART, W. (1964): Starke Schwarzmilanansammlungen. Falke 4: 140.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GAMAUF, A. (1995): Schwarzmilan und Rotmilan in Österreich: Populationsentwicklung und Verbreitung. Vogel und Umwelt 8, Sonderheft Rotmilan: 29-38.

GAMAUF, A. & HERB, B. (1993): Situation der Greifvogelfauna im geplanten Nationalpark Donau-Auen. Studie i. Auftr. d. Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal Nationalpark Donau-Auen. Wolkersdorf. 77 pp. + Kartenmaterial.

GLUTZ VON BLOTZHEIM; U.; BAUER. K.M. & BEZZEL, E. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Falconiformes. Bd. 4. AULA-Verlag. Wiesbaden. 943 pp.

HAGGE, N.; NACHTIGALL, W.; HERRMANN, S. & STUBBE, M. (2004): Habitatnutzung und Aktionsraumgrößen telemetrierter Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilana (*Milvus migrans*) im Nordharzvorland. Ber. über die 136. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft in Halberstadt. Vogelwarte 42: 258-259.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

LANGELOTT, N. (1955): Über das gesellige Leben des Schwarzen Milans Vogelwelt 76: 121-125.

LOUPAL, G. (2001): Die Giftleger gehen um. Vogelschutz in Österreich 16: 7.

ORTLIEB, R. (1998): Der Schwarzmilan. Die neue Brehmbücherei 100. Westarp Wissenschaften. Hohenwarsleben. 175 pp.

SCHNURRE, O (1956): Über einige strittige Fragen aus dem Leben der beiden Milanarten. Vogelwelt 77: 65-74.

SCHÖNBRODT, R. & TAUCHNITZ, H. (1991): Greifvogelhorstkontrollen der Jahre 1986 bis 1990 bei Halle. In: STUBBE, M. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 61-74.

SCHÖNBRODT, R. & TAUCHNITZ, H. (2000): Greifvogelhorstkontrollen von 1991 bis 1998 im Stadtkreis Halle und im Saalkreis. In: STUBBE, M. & STUBBE, A. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 153-166.

SCHUBERT, W. (1972): Zur Verbreitung einiger Brutvögel im bayerischen Allgäu. Ber. naturwis. Ver. Schwaben 76: 74-78.

STUBBE, M.; ZÖRNER, H.; MATTHES. H. & BÖHM, W. (1991): Reproduktionsrate und gegenwärtiges Nahrungsspektrum einiger Greifvogelarten im nördlichen Harzvorland. In: STUBBE, M. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 2. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 39-60.

TUCAKOV, M. (2003): Number of territories and feeding niches of Black Kite *Milvus migrans* in Danube floodplain National park: an overview. Unpubl. Ber. a. d. Nationalpark Donau-Auen. Orth a. d. Donau. 6 pp. + Kartenmaterial.

WALZ, J. (2001): Bestand, Ökologie des Nahrungserwerbs und Interaktionen von Rot- und Schwarzmilan 1996-1999 in verschiedenen Landschaften mit unterschiedlicher Milandichte: Obere Gäue, Baar und Bodensee. Orn. Jh. Bad.-Württ. 17: 1-212.

WISMATH, R. (1971): Bemerkenswerte Brutnachweise in Nordtirol (Außerfern). Orn. Mitt. 23: 131-135.

ZAWADZKA, D. (1999): Feeding habits of the Black Kite *Milvus migrans*, Red Kite *Milvus milvus*, White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* and Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in Wigry National Park (NE Poland). Acta Ornithol. 34: 65-76.

ZUNA-KRATKY, T. (1995): Der Bestand von Schreit- und Greifvögeln im „Fürstenwald“ in den oberen Marchauen im Jahr 1995. Studie i. Auftr. d. Diestelvereins, Orth/ Donau. Wien. 21 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ZUNA-KRATKY, T. & CRAIG, M. (1994): Ergebnisse der Horstkartierung im „Fürstenwald“ in den oberen Marchauen zwischen Hohenau und der Zaya im Jahr 1994. Studie i. Auftr. d. Diestelvereins, Orth/ Donau. Wien. 40 pp.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVÁ, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. -- Distelverein, Deutsch-Wagram. 285 pp.

21.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Einzelvorkommen und Gebietsebene sind aufgrund der hohen Raumansprüche der Art identisch.

21.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

21.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg	Gesamtbruterfolg[17] (Jungvögel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 2,29	Gesamtbruterfolg (Jungvögel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 1,47-2,29	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 0,96

21.3 Bewertungsanleitung

21.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

21.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: einer oder beide Populationsindikatoren „C“, außer wenn Bestandsentwicklung „A“

[17] Der Gesamtbruterfolg bezeichnet die Anzahl flügger Jungvögel pro begonnener Brut. Als Grundlage zur Bildung der Schwellenwerte zum Bruterfolg wurden aus in der Literatur angegebenen Werten Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

22 A074 *MILVUS MILVUS*

22.1 Schutzobjektsteckbrief

22.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rotmilan

Englisch: Red Kite, Französisch: Milan royal, Italienisch: Nibbio reale, Spanisch: Milano real

22.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Greifvogel mit charakteristischem langem, tief gegabeltem Schwanz. Flügel gleichmäßig breit und oft gewinkelt gehalten. Körper und Decken weisen eine rötlichbraune Färbung auf, auch der Schwanz ist rotbraun gefärbt. Besitzt ein auffälliges, helles Fenster am inneren Handflügel. Mit Schwarzmilan *Milvus migrans* verwechselbar. Dem Schwarzmilan fehlt aber die auffällige rötliche Färbung des Rotmilans, und der Schwanz ist nur schwach gegabelt und bräunlich gefärbt.

22.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Neben Saisonehen können Paare wahrscheinlich auch über Jahre hinweg zusammenbleiben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Fortpflanzung: In Mitteleuropa werden die meisten Horste auf alten Eichen *Quercus sp.*, Buchen *Fagus sylvaticus* und Kiefern *Pinus sp.* errichtet. Die Balz und der Bau der Horste erfolgt im März, die Gelege werden ab Anfang April gelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2000). Die Gelegegröße liegt meist bei 2-3 Eiern, seltener bei einem oder vier (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So wurden in Sachsen-Anhalt (Deutschland) in den Jahren 1987-1990 im Durchschnitt 2,83 Eier/Horst und zwischen 1991-1995 2,74 Eier/Horst festgestellt (SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2000).

Nahrung und Nahrungssuche: Das Nahrungsspektrum des Rotmilans ist wie beim nahverwandten Schwarzmilan ausgesprochen vielfältig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, HILLE 1995, ZAWADZKA 1999). Im Durchschnitt erbeutet der Rotmilan aber etwas größere Tiere als der Schwarzmilan. Neben lebender Beute wird gerne auch Aas und Abfälle angenommen (WALZ 2001). Saisonal kann es aber in der Nahrungszusammensetzung deutliche Unterschiede geben. So wurden im Biosphärenpark Rhön/Hessen (Deutschland) zwischen Mitte April und Ende Juli in allen Gewöllen Säugetiere gefunden, Vögel wurden hingegen vermehrt gegen Ende des Zeitraumes erbeutet (HILLE 1995). Während Arthropoden verstärkt in den Sommermonaten auftauchten, nahmen Regenwürmer kontinuierlich an Bedeutung ab.

Der Rotmilan patrouilliert im Suchflug über die Jagdflächen und versucht dann im Überraschungsangriff seine Beute zu ergreifen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, HILLE 1995). Dabei wird die Beute meist überrascht, indem er sich zu Boden fallen lässt. Die Beute wird mit den Fängen ergriffen und dann mit dem Schnabel getötet. Andere Jagdstrategien, die aber deutlich in den Hintergrund treten, sind die Bodenjagd, das Verfolgen von Beute in der Luft (Vögel und Insekten), das Abjagen von Nahrung („Kleptoparasitismus“) und die Ansitzjagd (HILLE 1995).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

22.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Rotmilan brütet in reichgegliederten Landschaften, in welchen sich Offenland- und Waldflächen abwechseln (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Bevorzugt werden Horstplätze in der Nähe von Gewässern, aber er kommt sehr wohl auch weitab von Gewässern in Hügel- und Berglandschaften vor. Der Horst befindet sich meist im Wald, wobei lichte Althölzer bevorzugt werden. Leichter zugängliche Neststandorte werden seltener genutzt, wiewohl die Anzahl der in Feldgehölzen brütenden Paare in den letzten Jahren stetig ansteigt (PFEIFFER 1995).

In der Wahl des Jagdhabitats ist der Rotmilan sehr vielseitig. So jagt die Art an Gewässern, auf landwirtschaftlichen Flächen wie Äckern, Wiesen und Weiden, auf großen Lichtungen aber auch am Rande von Siedlungen und auf Mülldeponien (HILLE 1995, WALZ 2001). Während verschiedene Autoren Jagdentfernungen vom Horst von 10-15 km angeben (SCHNURRE 1956, TRILLMICH 1969, MILDENBERGER 1982), stellte PORSTENDÖRFER (1994) maximale Entfernungen von 3,7-4 km fest.

22.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die meisten Studien zum Bruterfolg stammen aus Deutschland. In Thüringen wurde auf einer 600 km^2 großen Probefläche in den Jahren 1985-1994 ein Bruterfolg von 1,75 Jungvögel/Brutpaar festgestellt (PFEIFFER 1995). Etwas darunter lag der Reproduktionserfolg in der Oberen Gäue/Baden-Württemberg. Hier flogen auf einer 500 km^2 großen Probefläche im Zeitraum 1997-1999 durchschnittlich 1,58 Jungvögel pro Brutpaar (n=40) aus (WALZ 2001). Ein deutlicher Einbruch in der Reproduktionsrate wurde Anfang der 1990er Jahre in weiten Teilen Deutschlands festgestellt. So lag der Bruterfolg in Halle und Saalkreis/Sachsen-Anhalt in den Jahren 1987-1990 bei 2,13 Jungvögel/Horst (n=54) und fiel dann bei 23 näher kontrollierten Horsten zwischen 1991-1995 auf 1,0 flügge Jungvögel/Horst (SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2000). Die Anzahl der Eier pro Horst blieb mit 2,74 Eier/Horst im Zeitraum 1991-1995 bzw. 2,83 Eier/Horst im Zeitraum 1987-1990 hingegen konstant. Die zu dieser Zeit in ganz Deutschland stattfindende Umstellung in der landwirtschaftlichen Nutzung und die damit verbundene Verschlechterung in der Nahrungsbasis wird für diesen Rückgang im Bruterfolg verantwortlich gemacht (MAMMEN & STUBBE 2000, SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2000). Auch in den Marchauen wurde am Ende der 1990er Jahre ein sehr niedriger Bruterfolg von 0,7 Jungen/Horst festgestellt, wobei die Gründe für die geringe Reproduktionsrate ungeklärt sind (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

Studien über Siedlungsdichten sind vorwiegend in Deutschland durchgeführt worden. So wurden in Thüringen in den Jahren 1985-1994 6,7 Brutpaare/100 km^2 auf einer 600 km^2 großen Probefläche erfasst (PFEIFFER 1995). Ähnlich hohe Abundanzen erreicht der Rotmilan mit 7,5 Brutpaare/100 km^2 im Biosphärenpark Rhön/Hessen (HILLE 1995). Weit geringere Dichten wurden mit 2,8-3,4 Brutpaaren/100 km^2 auf einer 500 km^2 großen Probefläche in der Oberen Gäue/Baden-Württemberg festgestellt (WALZ 2001). In den Marchauen/Nö., dem zentralen Vorkommensgebiet des Rotmilans in Österreich, liegt die Siedlungsdichte für 1994-2003 bei 3,3-5,7 Brutpaaren/100 km^2 (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995, ZUNA-KRATKY et al. 2000, Daten AURING). In den Donauauen/Nö. lag die Dichte Anfang der 1990er Jahre noch bei 1,7-2,7 Brutpaaren/100 km^2 (GAMAUF 1995). Ob die Art überhaupt noch aktuell in den Donau-Auen brütet ist ungeklärt. In unterstehender Tabelle findet sich eine Zusammenstellung der Siedlungsdichten in den deutschen Bundesländern bezogen auf die Landesfläche. Deutlich erkennbar sind die weit geringeren Dichten der österreichischen Bestände (ebenfalls bezogen auf die Bundesländerfläche). In einer Telemetriestudie im Nordharzvorland/Sachsen-Anhalt wiesen 12 Rotmilane eine Ausdehnung der Aktionsräume von 9-62 km^2 auf (HAGGE et al. 2004).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Bestand und Siedlungsdichten des Rotmilans in Deutschland im Vergleich zu Österreich im Jahr 2000. Zusammenstellung für Deutschland nach PFEIFFER (2001).

Bundesland	Brutbestand	Revierpaare	Dichte (Paar/100 km2)
Niederösterreich	4-8		0,02-0,04
Vorarlberg	0-2		0,00-0,08
Sachsen-Anhalt	2.000-2.800		9,78-13,69
Mecklenburg-Vorpommern	1.400-2.400		6,04-10,36
Thüringen	800-1.000		5,57
Sachsen	800		4,34
Hessen		906	4,29
Brandenburg		1.100-1.350	4,16
Baden-Württemberg	1.030		2,88
Niedersachsen	1.050		2,21
Saarland		50-60	2,14
Rheinland-Pfalz	406		2,05
Nordrhein-Westfalen	383-494		1,47
Schleswig-Holstein	100		0,63
Bayern	250-400		0,46
Berlin		3	0,34
Hamburg	1		0,13

Wanderungen: Während ein Großteil der Rotmilane im nördlichen Mittelmeerraum, im Maghreb und im Nahen Osten bis in den Nordiran hinein überwintert, verbringen in jüngster Zeit immer mehr Individuen weiter nördlich den Winter (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So beläuft sich der Winterbestand am Schlafplatz im Soutok in den March-Thaya-Auen auf etwa 20 Individuen (Daten AURING, ZUNA-KRATKY et al. 2000). Im allgemeinen ziehen die Tiere ab August aus den Brutgebieten ab, wobei in Mitteleuropa der Höhepunkt des Durchzugs Ende September bis Mitte Oktober erreicht wird (GOTTSCHALK 1995, ZUNA-KRATKY et al. 2000). Eine Verschiebung der Revierbesetzung im Frühjahr von Anfang April auf März bzw. ein früherer Durchzug wird aus einigen Gebieten berichtet (GOTTSCHALK 1995, ZUNA-KRATKY et al. 2000).

22.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Rotmilan ist ein westpaläarktisches Faunenelement, wobei sein Vorkommen weitgehend auf Europa beschränkt ist (GLUTZ VON BLOTHEIM et al. 1989). Außerhalb Europas ist er noch in Nordwestafrika, in Kleinasien und auf einigen atlantischen Inseln zu finden.

Europa: Der Rotmilan weist ein zersplittertes Vorkommen auf, wobei die Schwerpunkte der Verbreitung in Deutschland, in Ostfrankreich und auf der Iberischen Halbinsel liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Größere Brutbestände finden sich noch in Polen, in der Schweiz und in Schweden. In Schottland kam es zur Auswilderung von in Deutschland erbrüteter Rotmilane, um die autochthone Population in Wales zu unterstützen (O´TOOLE et al. 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 17.600-23.500 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

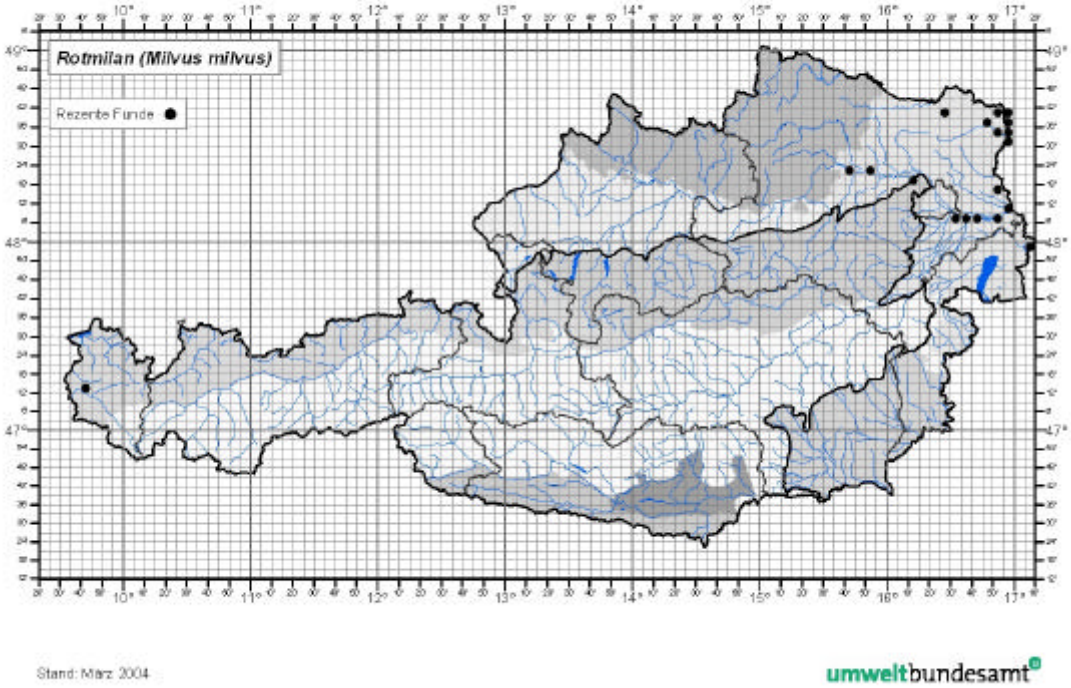
*Tabelle: Brutbestand des Rotmilans in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000). * PFEIFFER (2001).*

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	5-11	1998-2002
Belgien	30-45	1981-1990
Dänemark	20-31	1990-1995
Deutschland	10.279-12.800*	2000
Frankreich	3.000-5.000	1997
Italien	130-150	1988-1997
Luxemburg	30-35	1997
Niederlande	1-3	1990
Portugal	100-300	1989
Spanien	3.338-4.054	1994
Schweden	600-700	1990
Vereinigtes Königreich	160-160	1995

Österreich/Verbreitung: In Österreich konzentriert sich der kleine Bestand auf den Osten (DVORAK et al. 1993, BERG 1997). Fast der gesamte österreichische Bestand ist in Niederösterreich zu finden, wobei die Art mit größter Wahrscheinlichkeit nur mehr in den Marchauen brütet.

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich*: Der Bestand der March-Thaya-Auen liegt bei 5-7 Brutpaaren (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995, ZUNA-KRATKY et al. 2000, Daten AURING). In den Donauauen existierten Anfang der 1990er Jahre noch 2-3 Reviere (GAMAUF 1995). Ob die Art noch aktuell in den Donau-Auen brütet ist unklar. In Vorarlberg brütet der Rotmilan nur sehr unregelmäßig, der Bestand wird mit 0-2 Paaren angegeben (KILZER et al. 2002, BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



22.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/ungefährdet, Rote Liste Österreich: CR (critically endangered/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Seit Ende des 19. Jahrhunderts galt der Rotmilan als unregelmäßiger Brutvogel in Österreich (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Erst seit Mitte der 1980er Jahre kam es zu einer dauerhaften Wiederbesiedlung ehemaliger Brutgebiete im Osten Österreichs (DVORAK et al. 1993). Der kleine Bestand, der auf die Marchauen konzentriert ist, schwankte in den 1990er Jahren stark (ZUNA-KRATKY et al. 2000), wodurch die Art weiterhin vom Aussterben bedroht ist (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Aushorstungen und Abschüsse zählen wie bei vielen anderen Greifvogelarten zu den massivsten Bedrohungen (BERG 1997). Besondere die zunehmende Verfolgung von Greifvögeln durch Abschüsse und Vergiftungen in den letzten Jahren geben Anlass zur Sorge. Da Milane Aasfresse sind, sind sie besonders gefährdet durch Vergiftungsaktionen (LOUPAL 2001). Der Rotmilan reagiert empfindlich auf z.B. durch Forstarbeiten oder Freizeitnutzung entstandene Störungen, wodurch es zur Aufgabe der Brut kommen kann (BAUER & BERTHOLD 1996). Der Verlust von Altholzinseln führt zu einem Verlust geeigneter Horststandorte.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine wichtige Maßnahme stellt die Einstellung der Verfolgung durch Abschüsse und Giftköder dar. Die Verantwortlichen müssen gezielt ausgeforscht und bestraft werden. Die Erhaltung einer reichstrukturierten Landschaft mit altholzreichen Wäldern, offenen Agrarlandschaften mit hohem Brachenanteil und ausgedehnte Wiesenlandschaften sind für die Erhaltung des Rotmilans es-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sentiell (FRÜHAUF 2005). Im Kulturland spielen dabei die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL eine zentrale Rolle. Störungen durch Forstarbeiten oder Freizeitnutzung sollten zur Brutzeit im Umfeld bekannter Horste nicht mehr erfolgen. Entsprechende Maßnahmen sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. Ein Artenschutzprogramm inklusive Monitoring ist notwendig, um das Vorkommen der Art in Österreich zu sichern.

22.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) kommt Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Rotmilans keine besondere Bedeutung zu. Anzumerken ist an dieser Stelle, dass der Rotmilan aber nur ein kleines, auf Europa konzentriertes Vorkommensgebiet aufweist, womit der Erhaltung des Rotmilans in Mitteleuropa hohe Bedeutung zukommt, und es für die Art damit auch in Österreich eines starken Schutzes und entsprechender Schutzmaßnahmen bedarf (MEBS 1995).

22.1.9 Kartierung

Eine gute Zusammenstellung der Methoden zur Erfassung des Rotmilans findet sich in NORGALL (1995). Der Bestand der Art kann über eine Revierkartierung erfasst werden, wobei balzende bzw. territoriale Vögel notiert werden. Der optimale Kartierungszeitraum erstreckt sich von März bis Mitte April, da zu dieser Zeit die Reviere besetzt werden. Die Feststellung des Bruterfolgs ist sehr aufwendig, aber essentiell, um auf den Zustand der Population schließen zu können. Dabei ist darauf zu achten, dass Rotmilane insbesondere während der Bebrütungsphase sehr sensibel auf Störungen reagieren (BAUER & BERTHOLD 1996). Der Bruterfolg sollte daher erst ab Mitte Mai überprüft werden. Die Standorte der Horste können schon im Herbst nach dem Laubfall oder im Winter erfasst werden. Die Kontrolle des Besetzungsgrades und des Bruterfolges erfolgt dann im darauffolgenden Frühjahr (ZUNA-KRATKY & CRAIG 1994, ZUNA-KRATKY 1995).

22.1.10 Wissenslücken

Über den Rotmilan ist in Österreich nur sehr wenig bekannt. So ist unsere Kenntnis über Bestand und dessen Entwicklung in Österreich ausgesprochen lückenhaft. Studien über populationsdynamische Parameter wie Bruterfolg oder Raum-Zeit-Nutzung fehlen fast gänzlich. Eine Bestandsüberwachung in Kombination mit der Erfassung möglicher Einflussfaktoren (Verbrachung etc.) ist essentiell, um ein notwendiges Artenschutzprogramm zu gewährleisten.

22.1.11 Literatur

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GAMAUF, A. (1995): Schwarzmilan und Rotmilan in Österreich: Populationsentwicklung und Verbreitung. Vogel und Umwelt 8, Sonderheft Rotmilan: 29-38.

GOTTSCHALK, T. (1995): Zugbeobachtungen am Rotmilan im Hinblick auf Zugverlauf und Zuggeschwindigkeit im Vortaunus/Hessen. Vogel und Umwelt 8, Sonderheft Rotmilan: 47-52.

HAGGE, N.; NACHTIGALL, W.; HERRMANN, S. & STUBBE, M. (2004): Habitatnutzung und Aktionsraumgrößen telemetrierter Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*) im Nordharzvorland. Ber. über die 136. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft in Halberstadt. Vogelwarte 42: 258-259.

HILLE, S. (1995): Nahrungswahl und Jagdstrategien des Rotmilans (*Milvus milvus*) im Biosphärenreservat Rhön/Hessen. Vogel und Umwelt 8, Sonderheft Rotmilan: 99-126.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2000): Trends in Bestand und Reproduktion der Greifvögel (Falconiformes) und Eulen (Strigiformes) in Deutschland von 1988 bis 1998. In: STUBBE, M. & STUBBE, A. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 17-31.

MEBS, T. (1995): Die besondere Verantwortung der Mitteleuropäer für den Rotmilan - Status und Bestandsentwicklung. Vogel und Umwelt 8, Sonderheft Rotmilan: 7-10.

MILDENBERGER, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes. Bd. 1. Seetaucher-Alkenvögel. Gesellsch. Rhein. Orn., Düsseldorf.

O´TOOLE, L.; ORR-EWING, D.C.; STUBBE, M.; SCHÖNBRODT, R.; & BRAINBRIDGE, I.B. (2000): Interim report on the translocation of Red Kites *Milvus milvus* from Germany to Central Scotland. In: STUBBE, M. & STUBBE, A. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 233-242..

PFEIFFER, T. (1995): 12-jährige Untersuchungen zur Populationsdynamik des Rotmilans (Milvus milvus) im Kreis Weimar/Thüringen. Vogel und Umwelt 8, Sonderheft Rotmilan: 79-87.

PFEIFFER, T. (2001): Ergebnisse der Bestandserfassung des Rotmilans *Milvus milvus* im Jahr 2000 in Thüringen. Anz. Ver. Thüringer Ornithol. 4: 129-137.

PORSTENDÖRFER, D. (1994): Aktionsraum und Habitatnutzung beim Rotmilan *Milvus milvus* in Süd-Niedersachsen. Vogelwelt 115: 293-298.

SCHÖNBRODT, R. & TAUCHNITZ, H. (2000): Greifvogelhorstkontrollen von 1991 bis 1998 im Stadtkreis Halle und im Saalkreis. In: STUBBE, M. & STUBBE, A. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4. Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle: 153-166.

SCHNURRE, O. (1956): Ernährungsbiologische Studien an Raubvögeln und Eulen der Darßhalbinsel (Mecklenburg). Beitr. Vogelk. 4: 229-231.

TRILLMICH, F. (1969): Zur Siedlungsdichte vom Rotmilan *Milvus milvus* und Mäusebussard *Buteo buteo* bei Hildesheim. Vogelwelt 90: 98-108.

WALZ, J. (2001): Bestand, Ökologie des Nahrungserwerbs und Interaktionen von Rot- und Schwarzmilan 1996-1999 in verschiedenen Landschaften mit unterschiedlicher Milandichte: Obere Gäue, Baar und Bodensee. Orn. Jh. Bad.-Württ. 17: 1-212.

ZAWADZKA, D. (1999): Feeding habits of the Black Kite *Milvus migrans*, Red Kite *Milvus milvus*, White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* and Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in Wigry National Park (NE Poland). Acta Ornithol. 34: 65-76.

ZUNA-KRATKY, T. (1995): Der Bestand von Schreit- und Greifvögeln im „Fürstenwald“ in den oberen Marchauen im Jahr 1995. Studie i. Auftr. d. Diestelvereins, Orth/ Donau. Wien. 21 pp.

ZUNA-KRATKY, T. & CRAIG, M. (1994): Ergebnisse der Horstkartierung im „Fürstenwald“ in den oberen Marchauen zwischen Hohenau und der Zaya im Jahr 1994. Studie i. Auftr. d. Diestelvereins, Orth/ Donau. Wien. 40 pp.

22.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (March/Thaya-Auen) regelmäßiger Brutvogel. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind aufgrund der hohen Raumansprüche der Art identisch.

22.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

22.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg	Gesamtbruterfolg[18] (Jungvögel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 2,08	Gesamtbruterfolg (Jungvögel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 1,16-2,08	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 1,16

22.3 Bewertungsanleitung

22.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

22.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: einer oder beide Populationsindikatoren „C“, außer wenn Bestandsentwicklung „A“

[18] Der Gesamtbruterfolg bezeichnet die Anzahl flügger Jungvögel pro begonnener Brut. Als Grundlage zur Bildung der Schwellenwerte zum Bruterfolg wurden aus in der Literatur angegebenen Werten Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Da sich in vielen Gebieten Deutschlands der Bruterfolg in den 1990er Jahren aufgrund von Umstellungen in der Landwirtschaft deutlich verschlechterte wurden nur Datenreihen verwendet, die vor oder Großteils vor diesem Zeitraum erfasst wurden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

23 A075 *HALIAEETUS ALBICILLA*

23.1 Schutzobjektsteckbrief

23.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Seeadler

Englisch: White-tailed Eagle, Französisch: Pygargue à queue blanche, Italienisch: Aquila di mare, Spanisch: Pigargo europeo

23.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Größter heimischer Adler mit langen, breiten Flügeln, mächtigem Schnabel und kurzem, keilförmigem Schwanz. Altvögel haben weiße Schwanzfedern sowie gelben Schnabel und besitzen einen gelblichbraunen Kopf und Hals. Jungvögel sind gleichmäßig dunkel gefärbt, besitzen einen braunen Schwanz und einen dunklen Schnabel. Im Laufe der Altersentwicklung hellt sich das Gefieder auf, und der Schwanz wird weiß. Gleichzeitig nimmt der Anteil an gelbgefärbten Partien des Schnabels zu, wobei die Gelbfärbung an der Basis beginnt.

23.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Der Seeadler ist monogam und geht eine Dauerehe ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Fortpflanzung: Der Seeadler erreicht seine Geschlechtsreife normalerweise im 5. Lebensjahr (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Männchen können aber schon im Alter von drei, Weibchen im Alter von vier Jahren brüten, wobei diese Bruten sehr wohl erfolgreich sind (STRUWE-JUHL 2002). Die Balz beginnt meist schon im Winter. Neben Altvögeln sind regelmäßig auch immature Vögel bei der Balz zu beobachten. Erste Flugspiele können im Mitteleuropa bei Altvögel ab dem Herbst stattfinden, der Höhepunkt der Balz ist aber zwischen Ende Januar und Mitte März. Als Nistplatz werden in der Regel Laub- und Nadelholzbestände gewählt, die einerseits freien Anflug gewähren, aber auch ausreichenden Sichtschutz aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, KOLLMANN et al. 2002). In dichteren Populationen werden auch Einzelbäume ohne Sichtschutz angenommen. Bevorzugt errichtet der Seeadler seinen Horst auf alten Bäumen z.B. auf 120-jährigen Rotbuchen *Fagus sylvaticus* oder 100-140-jährigen Rotkiefern *Pinus sylvestris* (HAUFF 2001, KOLLMANN et al. 2002). In Deutschland werden aufgrund der Bestandszunahme der Art in den letzten Jahren auch suboptimale Horststandorte angenommen wie 40-80-jährige Hybridpappel- oder auch Erlenbestände (HAUFF 1998, KOLLMANN et al. 2002). Nach KOLLMANN et al. (2002) dürfte die Nähe zu guten Nahrungsgewässern ausschlaggebend für die Wahl suboptimaler Standorte sein.

Nahrung und Nahrungssuche: Das Nahrungsspektrum ist, den unterschiedlichen Jagdmethoden entsprechend, ausgesprochen vielseitig. Zur Brutzeit beherrschen Fische und verschiedene Wasservögel oder ans Wasser gebundene Vögel die Beutelisten, wohingegen Säugetiere eine untergeordnete Rolle spielen (MLÍKOVSKÝ 1996, SULKAVA et al. 1997, ZAWADZKA 1999). Unter den erbeuteten Vögeln finden sich hauptsächlich Entenvögel *Anatidae*, Blässhühner *Fulica atra*, Möwen oder Krähenvögel *Corvidae*. Einigermaßen regelmäßig werden selbst Großvögel wie Graureiher *Ardea cinerea* oder kranke bzw. junge Schwäne *Cygnus sp.* geschlagen. Das Spektrum der Fische richtet sich nach dem Angebot und reicht von 10-15 cm langen Cypriniden bis zu 5-8 (ausnahmsweise bis zu 15 kg) schweren Hechten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Exos lucius oder Lachsen *Salmo salar* (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Beutezusammensetzung ist vom Habitat - zur Brutzeit meist Feuchtlebensräume - abhängig. Aufgrund seiner Vielseitigkeit können auch andere Tierarten erbeutet werden und z. T. sogar in den Vordergrund treten. Das Spektrum reicht in Mitteleuropa ausnahmsweise von verschiedenen Mäusearten über Hase *Lepus europaeus* und Fuchs V*ulpes vulpes* bis zum Reh *Capreolus capreoulus*. Die Nahrungszusammensetzung ändert sich im Laufe das Jahres, wobei im Winter der Anteil an Säugetieren und Aas zunimmt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Der Seeadler ist ein vielseitiger Jäger, der seine Beute im Flug und am Boden schlagen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Jagd kann sowohl von einer Ansitzwarte aus als auch aus dem Suchflug heraus erfolgen. Häufig nutzt der Seeadler dabei das Überraschungsmoment aus. Er kann aber auch über eine lange Zeit Wasservögel durch oftmalige Angriffe zum Abtauchen zwingen, wodurch die Beute zusehends ermattet. Fische können sogar im Stoßflug ähnlich dem Fischadler *Pandion haliaetus* erbeutet werden. Auch das Abjagen der Beute („Kleptoparasitismus“) z.B. von Kormoranen *Phlacarocorax carbo* gehört zum Repertoire des Seeadlers.

23.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Seeadler ist über sein ganzes Verbreitungsgebiet insbesondere während der Brutzeit an Gewässer gebunden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Während an Meeresküsten Felshorste überwiegen, brüten die Seeadler im Binnenland in Wäldern, in Baumgruppen und auf einzelnen Bäumen. Berichte von Bodenbruten im Schilf, auf Sand oder auf der Erde gibt es aus der Tundra und aus dem Donaudelta. Entscheidend für die Ansiedlung sind fisch- und (wasser)vogelreiche Gewässer in der Nähe des Horstes (u.a. SULKAVA et al. 1997, ZAWADZKA 1999, BRAUMANN & DORNBUSCH 2002, KIRMSE & FREUND 2002, KOLLMANN et al. 2002).

Außerhalb der Brutzeit ist die Bindung an Gewässer zum Nahrungserwerb weit geringer. Zum Nahrungserwerb sucht der Seeadler im Osten Österreichs vorwiegend offene,vogel- und kleinsäugerreiche Steppen- und Kulturlandschaften auf, wodurch zugefrorene Gewässer ihn hier nicht zur sofortigen Winterflucht veranlassen.

23.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Aufgrund der Zunahme des Seeadlers in Europa kam es zu einer Verdichtung der Brutbestände und zu einem Schließen der Verbreitungslücken. Eine ausgeprägte großräumige Ausbreitungstendenz ist sowohl in westlicher Richtung als auch in südöstlicher Richtung vorhanden (KOLLMANN et al. 2002). Auch die Ansiedlung in Österreich ist wohl im Zusammenhang mit dem Vordringen von östlichen Populationen nach Westen hin zu sehen. Für Deutschland wird eine Siedlungsdichte von 0,02 Revierpaaren/100 km^2 angegeben (KOLLMANN et al. 2002). Das dichteste auf Bundesländer bezogene Vorkommen findet sich in Mecklenburg-Vorpommern mit 0,73 Revierpaaren/100 km^2 (HAUFF & WÖLFEL 2002), das schwächste mit 0,02 Revierpaaren/100 km^2 in Niedersachsen (KOLLMANN et al. 2002). Regionale Siedlungsdichten reichen von 0,7 Revierpaaren/100 km^2 bis zu 4,1 Revierpaaren/100 km^2 (HAUFF 1998, KOLMANN et al. 2002). Besonders hohe Dichten werden vor allem in Gebieten mit optimalen Nahrungshabitaten festgestellt. So liegt die Siedlungsdichte im Bereich der Odermündung in Polen bei 6-7 Revierpaaren/13 km^2 (MIZERA & SZYMKIEWICZ 1991).

Eine Zusammenstellung des Bruterfolgs in unterschiedlichen Gebieten Europas findet sich in untenstehender Tabelle. Die höhere Reproduktionsrate am Westrand der Verbreitungsgrenze (Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt und Niedersachsen), wird auf eine geringere Brutpaardichte in diesen Bundesländern zurückgeführt, wobei der Bruterfolg sich allgemein in den meisten Teilen Europas in den letzten Jahren erhöht hat (KOLLMANN et al. 2002). So brüteten Seeadler in Schleswig-Holstein in den Jahren 1947-1974 häufig erfolglos, wodurch der Bruter-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

folg bei 0,4 (± 0,23) flüggen Jungvögeln/Brutpaar (n=155) lag (STRUWE-JUHL 2002). Durch Einführung von Horstschutzmaßnahmen und dem Verbot von DDT erfuhr der Bestand eine deutliche Steigerung des Bruterfolges auf 1,25 (± 0,37) flüggen Jungvögeln/ Brutpaar. Nach STRUWE-JUHL (2002) steigt die Reproduktionsrate mit dem Lebensalter des Weibchens.

Tabelle: Vergleich der Reproduktion des Seeadlers in unterschiedlichen Teilen Europas. Gesamtbruterfolg: Flügge Jungvögel pro begonnener Brut.

Gebiet	Gesamtbruterfolg	Quelle
Mecklenburg-Vorpommern	0,9	KOLLMANN et al. (2002)
Brandenburg	1	KOLLMANN et al. (2002)
Sachsen	0,9	KOLLMANN et al. (2002)
Schleswig-Holstein	1,1	KOLLMANN et al. (2002)
Sachsen-Nahalt	1,5	KOLLMANN et al. (2002)
Niedersachsen	1,2	KOLLMANN et al. (2002)
Polen	0,83	MIZERA (2002)
Österreich	1,29	PROBST (2003)
Dänemark	1,27	TOFFT (2002)

Wanderungen: Der Seeadler ist je nach Vorkommensgebiet Stand-, Strich- oder Zugvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Während die asiatischen Brutvögel einen ausgeprägten Zug aufweisen, sind die osteuropäischen Seeadler bis auf die nordrussischen Vögel Strich- oder Standvögel. In Mitteleuropa und an den atlantischen Küsten bleiben die Adulten ganzjährig in der Nähe des Brutplatzes, wobei die Adler im Winter nach dem Zufrieren der Gewässer weit herumstreifen können (TOFFT 2002). Jungadler führen sofort nach dem Flüggewerden Dispersionen durch, und können schon im Juli mehrere 100 Kilometer entfernt vom Geburtsort angetroffen werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, MEYBURG et al. 1994).

23.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Seeadler ist ein paläarktisches Faunenelement und weist noch am Rand der Nearktis kleine Vorkommen auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Ursprünglich war die Art über den Großteil der nördlichen Paläarktis verbreitet, verschwand aber durch starke Verfolgung vor allem in Europa aus weiten Teile seines Areals.

Europa: Der Seeadler brütet in Europa in Island sowie an den Küsten Norwegens und Finnlands. Weiters besiedelt er das Baltikum, Schweden, Polen und Deutschland. Im Osten reicht das Brutareal von den westlichen Ausläufern in Ungarn und Österreich über die Ukraine und Weißrussland bis nach Russland. In Südosteuropa sind die größten Populationen in Kroatien, Griechenland und Jugoslawien zu finden. In Schottland wurde der Seeadler wiedereingebürgert.

Europäische Union: Der Brutbestand des Seeadlers in der Europäischen Union beläuft sich aktuell auf 704-789 Brutpaare (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Tabelle: Brutbestand des Seeadlers in der Europäischen Union. Nach Daten in (*), BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000), (**) PROBST (2003), (***) TOFFT (2002), (****) KOLLMANN et al. (2002).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	4-7**	2003

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Dänemark	7-7***	2001
Finnland	110-130*	1990-1995
Deutschland	381-381 ****	2001
Griechenland	2-4*	1998
Schweden	190-250*	1990
Vereinigtes Königreich	10-10*	1995

Österreich/Brutvorkommen: Im Jahr 2001 kam es nach einer jahrzehntelangen Pause wieder zu einer erfolgreichen Brut (PROBST 2003a). In den darauffolgenden Jahren siedelten sich drei weitere Paare in Niederösterreich und dem Burgenland an. Ein weiteres Paar befindet sich an der tschechisch-österreichischen Grenze und nutzt das österreichisches Gebiet regelmäßig als Jagdfläche. Die Beobachtungen von 1-3 balzenden, immaturen Paaren lässt auf weitere Ansiedlungen hoffen.

Tabelle: Brutbestandsentwicklung des Seeadlers in Österreich (nach PROBST 2003). Gesamtbruterfolg: Flügge Jungvögel pro begonnener Brut.

Jahr	2001	2002	2003
Paar 1	1	2	2
Paar 2	-	1	1
Paar 3	-	-	2
Paar 4	-	-	0
Gesamtbruterfolg	1	1,5	1,25

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: Die historischen Brutangaben beschränken sich in Österreich auf die Donau-Auen, wo in der ersten Hälfte des 19. Jh. noch 3-4 Paare östlich von Wien brüteten (DVORAK et al. 1993). 1859 verschwand das letzte Brutpaar mit der Erlegung des Weibchens (DOMBROWSKI 1893). In der Folge gab es einzelne Bruten. Die letzte erfolgreiche Brut in Österreich erfolgte 1945/46 bei Orth (H. FRANKE in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Danach kam es bis 2001 lediglich zu Brutversuchen oder zu Beobachtungen balzender Paare.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Seeadler überwintert im Osten Österreichs und nutzt dabei eine Vielzahl an Habitaten von Auwaldgebieten an der Donau, March und Thaya über intensiv genutzten Agrarlandschaften (Teile der Parndorfer Platte, Vorland der oberen March-Thaya-Auen) bis zu koniferenbestandenen Hochflächen wie im Waldviertel (PROBST 2003). Die zentralen Überwinterungsgebiete liegen in den Donau-Auen östlich und westlich von Wien und den March-Thaya-Auen mit etwa 15 bis 20 Individuen (PROBST 2001 & 2003b). Bedeutende Winterbestände finden sich noch im Seewinkel, im Hanság und auf der Parndorfer Platte. In den letzten Jahren stieg der Winterbestand der Art kontinuierlich an. Im Mitwinter 2000/01 wurden 70, 2001/02 77 und 2002/03 90 Individuen gezählt (PROBST 2001, PROBST 2003b, PROBST mündl.).

23.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/rare, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang I

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Entwicklungstendenzen: Zur Zeit ist die Entwicklung der Winter- wie auch der Brutbestände in Österreich im Zuge der Zunahme in ganz Europa positiv zu sehen (PROBST 2003a+b).

Gefährdungsursachen: Als negative Einflüsse sind in erster Linie menschliche Störung und Verfolgung zu nennen (LOUPAL 2001, PROBST 2003a). Störungen durch Angelbetrieb, Freizeitnutzung und Forstarbeiten können zur Meidung von Gebieten oder zur Aufgabe von Bruten führen. Besonders einschneidend wirkt sich die menschliche Verfolgung auf den Bestand des Seeadlers aus. Hier ist neben Abschüssen vor allem das Auslegen von Giftködern zu nennen, denen in Ostösterreich regelmäßig Seeadler, aber auch Kaiseradler zum Opfer fallen (LOUPAL 2001). Kollisionen mit Windrädern, Hochspannungsleitungen oder Bahn sind weitere z.T. sehr häufige Todesursachen, die sich direkt auf den (Brut)bestand des Seeadlers auswirken können (LANGGEMACH 2002, KRONE et al. 2002). In Deutschland zählen Bleivergiftungen zu den häufigsten Todesursachen (LANGGEMACH 2002, KRONE et al. 2002). Als Quelle der Bleiintoxikation gelten angeschossene Wildtiere und Aas.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine der wichtigsten Maßnahmen stellt die Einstellung der Verfolgung durch Abschüsse und Giftköder dar. Eine Minimierung von Störungen sollte durch Besucherlenkungsmaßnahmen sowie gebietsweise Einschränkungen der Angelfischerei in den Donau-Auen erfolgen. Im Bedarfsfall kann durch Bewachung des Horstes und die Ausweisung von Horstschutzzonen die Gefahr von Störungen minimiert werden. Ein gutes Nahrungsangebot durch eine hohe Wasservogel- und Fischdichte ist für die Ansiedlung und den Bruterfolg essentiell (MLÍKOVSKÝ 1996, SULKAVA et al. 1997, ZAWADZKA 1999, KOLLMANN et al. 2002). Im Vorland der Donau-Auen und in den Auen selbst, aber auch in den March-Thaya-Auen kann dies durch die Renaturierung der Überflutungsräume und der Wiederherstellung der Dynamik in den Aulebensräumen erreicht werden. Das Nahrungsangebot kann (z. B. im Vorland der Donau-Auen) auch durch Extensivierungsmaßnahmen, insbesondere die Bereitstellung von geeigneten Stilllegungen durch die agrarpolitischen Förderinstrumente der EU wie die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL, erhöht werden. Weiters sollte bei der Planung und beim Bau von Windkraftanlagen und Hochspannungsleitungen eine bessere Abstimmung mit dem Naturschutz stattfinden. Aussetzungen von Seeadlern sind nicht notwendig, als kontraproduktiv zu werten und sollten unterlassen werden.

23.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) kommt Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Seeadlers im Brutgebiet keine besondere Bedeutung zu.

23.1.9 Kartierung

Zur Erfassung des Winterbestands sind Synchronzählungen am besten geeignet (PROBST 2003b). Dabei wird durch eine geschickte Verteilung der Zählpunkte versucht, das Erhebungsgebiet flächendeckend zu erfassen. In Österreich hat sich ein Termin um Mitte Januar als zielführend erwiesen, da im Dezember noch der Einzug der Wintergäste im Gange ist und im Februar die Adler schon ab- oder durchziehen. Die Erfassung des Brutbestands sollte schon im Winter beginnen, da Mitte Dezember die ersten Paare balzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Höhepunkt der Balz erstreckt sich von Ende Januar bis Mitte März, wodurch potentielle Brutgebiete und Horststandorte erhoben werden können. Von besonderer Bedeutung ist die Erfassung des Bruterfolgs, um den Zustand der Population abschätzen zu können. Zu beachten ist, dass Horstkontrollen selbst nur bis Ende Januar und dann aufgrund der hohen Störungsempfindlichkeit erst wieder während der Bebrütung Anfang April und Ende Mai durchgeführt werden sollten.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

23.1.10 Wissenslücken

Weiterhin besteht die Notwendigkeit den Bestand des Seeadlers im Winter und während der Brutzeit zu überwachen, und im Zuge dessen auch den Bruterfolg zu erfassen. Essentiell ist eine Analyse der ökologischen Tragfähigkeit von potentiellen und tatsächlichen Brutgebieten. Insbesondere im Bereich des Nationalparks Donau-Auen ist weiterhin die Frage einer ausreichenden Nahrungsgrundlage und Nahrungsverfügbarkeit, die mitentscheidend für eine Wiederbesiedlung durch den Seeadler ist, ungeklärt. Weiters wäre es von Interesse, die Raum-Zeit-Nutzung ist zu klären, wie z. B. die Standorte der Schlafplätze und der Jagdflächen.

23.1.11 Literatur

BRAUMANN, F. & DORNBUSCH, G. (2002): Bestands und Schutz des Seeadlers (*Haliaaetus albicilla*) in Sachsen-Anhalt. Corax 19, Sonderheft 1: 69-74.

DOMBROWSKI, R. V. (1893): Beitrag zur Ornis von Niederösterreich. Mitt. Orn. Ver. Wien 17: 21-23.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HAUFF, P. (1998): Bestandsentwicklung des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) in Deutschland seit 1980 mit einem Rückblick auf die vergangenen 100 Jahre. Vogelwelt 119: 47-63.

HAUFF, P. (2001): Horste und Horstbäume des Seeadlers (*Haliaaetus albicilla*) in Mecklenburg-Vorpommern. Ber. Vogelwarte Hiddensee 16: 159-169.

HAUFF, P. & WÖLFEL, L. (2002): Seeadler (*Haliaaetus albicilla*) in Mecklenburg-Vorpommern im 20. Jahrhundert. Corax 19, Sonderheft 1: 15-22.

KIRMSE, W. & FREUND, W. (2002): Bestandsentwicklung und Lebensräume des Seeadlers (*Haliaaetus albicilla*) in Sachsen. Corax 19, Sonderheft 1: 63-67.

KOLLMANN, R.; NEUMANN, T. & STRUWE-JUHL, B. (2002): Bestand und Schutz des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) in Deutschland und seinen Nachbarländern. Corax 19, Sonderheft 1: 1--14.

KRONE, O.; LANGGEMACH, T.; SÖMMER, P. & KENNTNER, N. (2002): Krankheiten und Todesursachen von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) in Deutschland. Corax 19, Sonderheft 1: 102-108.

LANGGEMACH, T. (2002): Situation und Schutz des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) in Brandenburg und Berlin. Corax 19, Sonderheft: 23-36.

LOUPAL, G. (2001): Die Giftleger gehen um. Vogelschutz in Österreich 16: 7.

MEYBURG, B.U.; BLOHM, T.; MEYBURG, C.; BÖRNER, I.; & SÖMMER, P. (1994): Satelliten- und Bodentelemetrie bei einem jungen Seeadler *Haliaaetus albicilla* in der Uckermark: Wiedereingliederung in den Familienverband, Bettelflug, Familienauflösung, Dispersion und Überwinterung. Vogelwelt 115: 115-120.

MIZERA, T. & SZYMKIEWICZ, M. (1991): Trends, status and management of the White-tailed Eagle (*Haliaaetus albicilla*) in Poland. Bulletin Birds of Prey 4: 1-10.

MLÍKOVSKÝ, J. (1996): New data on food of the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in the Savjatoj Nos wetlands, Lake Baikal. Buteo 8: 115-118.

PROBST, R. (2003a): Der Bestand des Seeadlers in Österreich 2003. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 1-2: 5-6.

PROBST, R. (2003b): Verbreitung und Häufigkeit des Seeadlers (*Haliaaetus albicilla*) im Mittwinter 2001/02 in Österreich. Egretta 46: 92-97.

STRUWE-JUHL, B. (2002): Altersstruktur und Reproduktion des Seeadlers (*Haliaaetus albicilla*) in Schleswig-Holstein. Corax 19, Sonderheft 1: 51-61.

SULKAVA, S.; TORNBERG, R. & KOIVUSAARI, J. (1997): Diet of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in Finland. Ornis Fenn. 74: 65-78.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

TOFFT, J. (2002): Zur Einwanderung und Bestandssituation von Seeadler (*Haliaaetus albicilla*) und Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in Dänemark. Corax 19, Sonderheft 1: 79-84.

ZAWADZKA, D. (1999): Feeding habits of the Black Kite *Milvus migrans*, Red Kite *Milvus milvus*, White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* and Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in Wigry National Park (NE Poland). Acta Ornithol. 34: 65-76.

23.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Seeadler nutzen weitläufige Aktionsräume. Eine Unterscheidung von Einzelvorkommen und Gebietsebene ist daher weder sinnvoll noch möglich.

23.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

23.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung (Winterbestand)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Bestandsentwicklung (Brutbestand)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets im mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets um 0-50 % zu oder bleibt stabil	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets ab
Reproduktionserfolg	Gesamtbruterfolg[19] (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 1,33	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 0,89-1,33	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 0,89

23.3 Bewertungsanleitung

23.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

23.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Winterbestand

Erhaltungszustand „A“: wenn Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: wenn Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: wenn Populationsindikator „C“

Brutbestand

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“

[19] Der Gesamtbruterfolg bezeichnet die Anzahl flügger Jungvögel pro begonnener Brut (KOLLMANN et al. 2002). Als Grundlage zur Bildung der Schwellenwerte zum Bruterfolg wurden aus in der Literatur angegebenen Werten Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben
Erhaltungszustand „C“: Einer der beiden oder beide Populationsindikatoren „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

24 A078 *GYPS FULVUS*

24.1 Schutzobjektsteckbrief

24.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Gänsegeier

Englisch: Griffon Vulture, Französisch: Vautour fauve, Italienisch: Grifone, Spanisch: Buitre leonado

24.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Der Gänsegeier ist mit einer Flügelspannweite von 2,3 bis 2,6 m einer der größten Greifvögel Europas. Im Flug ist er gut am langsamen Flügelschlag und den brettartigen Flügeln mit tief gefingerten Handschwingen erkennbar. Der Gleitflug wird oft durch einzelne Flügelschläge unterbrochen, ein Charakteristikum von Geiern. Durch die etwas längeren Armschwingen ist der Hinterrand des Flügels leicht S-förmig geschwungen. Im Segelflug zeigt der Gänsegeier – bei Frontalansicht – charakteristisch leicht über die Körperebene angehobene Flügel (V-Form), ähnlich dem Steinadler *Aquila chrysaetos*. Typisch im Flugbild ist weiters der kurze, fast gerade abgeschnittene Schwanz und der im Vergleich zur Flügelfläche kleine Kopf. Bei gutem Licht zeigt die Art im Flug eine typische zweifarbige Grundfärbung: das schwarze Großgefieder (Schwung- und Steuerfedern) hebt sich gut von den hellbraunen Federn des Körpers und den Deckfedern der Flügel ab. Die Unterflügeldecken zeigen ein bis zwei helle Bänder. Der Kopf und der lange Hals, der während des Fluges eingezogen wird, sind unbefiedert: sie tragen nur kurze Dunen. Um den Hals sitzt eine Halskrause aus flaumigen weißen Dunen. Junge Gänsegeier tragen eine braune Halskrause, ihr Schnabel ist grau (gelblich bei adulten Vögeln) und die großen Flügeldecken sind einfärbig dunkel, im Gegensatz zu den hellrandigen Federn der Altvögel. Erst mit 5-6 Jahren tragen Gänsegeier das Alterskleid, jedoch ist die Altersbestimmung schwierig und im Freiland oft nicht möglich.

24.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Anders als die übrigen europäischen Geier kontrolliert der Gänsegeier hoch kreisend ein größeres Gebiet, wobei ungleich größere Geselligkeit und fehlende Territorialität sich als wichtige Anpassungen erweisen. Gewöhnlich fliegen die Vögel einer Kolonie oder Schlafgemeinschaft morgens in einer Richtung ab. Jeder Geier streift dann kreisend systematisch ein Gebiet ab, ohne dabei aber die Nachbarn aus den Augen zu verlieren. Ein mit angewinkelten Flügeln in steilem, raschem Gleitflug (oder in Spiralen) einer entdeckten Nahrungsquelle zustrebender Geier ist für die Artgenossen ein Signal. Erfolgreich ist diese Technik besonders bei Großtierkadavern in offenem, mehr oder weniger deckungslosem Gelände. Da die Gänsegeier aber nicht nur selber nach Nahrung suchen, sondern auch die Bewegungen der kleinen Suchflieger (Elstern, Krähen, Kolkraben, Milane und Schmutzgeier) überwachen, finden sie auch in strukturiertem, teilweise bebuschtem Gelände die meisten Kadaver in überraschend kurzer Zeit (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Über die Flughöhe bei der Nahrungssuche ist noch nichts endgültiges bekannt. Es gibt mehrere Nachweise von Gänsegeiern in Höhen weit über 1.000 m bis maximal 4.500 m. Fest steht, dass der Geruchsinn wie bei den anderen altweltlichen Geiern beim Aufspüren von Nahrung keine Rolle spielt und dass ein Gänsegeier aus 1.000, 2.300 und 3.650 m Höhe noch Objekte von 8,3, 19 und 30,4 cm Durchmesser visuell erfassen dürfte (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nach dem Auffinden eines Kadavers wird dieser zunächst nur aus der Luft beobachtet und den kleinen Nahrungskonkurrenten überlassen. Zwischen dem Erkennen und dem Annehmen einer Nahrungsquelle können Stunden und halbe Tage vergehen. Die Geier landen einige bis mehrere 100 m entfernt, um vom Boden neuerdings die Situation zu prüfen. Erst wenn ihr Sicherheitsbedürfnis befriedigt ist, nähern sie sich zu Fuß dem Kadaver (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Während der Mahlzeit zeigen die Vögel eine deutliche Rangordnung. In der zwischenartlichen Rangreihe steht die Art unter den europäischen Arten zwar hinter den Caniden (Wolf, Hund, Schakal) und dem Mönchsgeier zurück, dominiert aber über alle übrigen Aasbesucher (FISCHER 1969 in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In Salzburg wurden bis zu 60 Gänsegeier an einem gefallenen Pferd oder Rind oder 20-30 an einem Schaf angetroffen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Fortpflanzung: Die Geschlechtsreife wird mit 4-5 Jahren erreicht. Der Gänsegeier lebt in monogamer Dauerehe. Die Brutplätze werden gleich nach der Ankunft im Brutgebiet besetzt. Der Neststandort liegt in gut geschützten Höhleneingängen, geräumigen Höhlungen und Nischen oder auf offenen Felsbändern und Simsen. Der Horst ist in der Regel kaum oder nicht vor Wind, Regen und Schnee geschützt. Ausnahmsweise ist über Bruten aus Baumhorsten berichtet worden. In allen Fällen nutzten die Geier aber schon bestehende Horste des Mönchsgeiers *Aegypius monachus*. Das Nest selbst ist ein anspruchsloser Bau mit 60-100 cm Durchmesser und 20-30 cm Höhe, der von Männchen und Weibchen gemeinsam errichtet wird (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Gänsegeier legen ein Ei; Berichte über zwei Eier sind nicht bestätigt. Die Eiablage erfolgt sehr früh im Jahr, in Spanien und Südwestfrankreich Anfang Februar bis Anfang März (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Bei rauem Klima wurden noch Ende März frische Eier gefunden. Es gibt nur eine Brut pro Jahr. Die Brutdauer von Vögeln in Gefangenschaft beträgt 48-54 Tage (HEINROTH 1921, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In der Zeit von Mitte Juli bis Mitte August (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989) verlassen die Jungen mit 125–130 Tagen den Horst. Sie bleiben in den nächsten Wochen noch von den Eltern abhängig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989), bis sie um Mitte September das Brutgebiet verlassen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Gänsegeier lebt ausschließlich von mittelgroßen und großen toten Tieren; vorwiegend handelt es sich um Säugetiere. Die Kadaver werden sowohl frisch tot, als auch in voller Verwesung angenommen. Zuerst werden neben Augen und Zunge die Bauch- und Brusteingeweide und dann das Muskelfleisch verzehrt, wobei der Kadaver von innen her ausgehöhlt wird. Sehnen, Haut und selbst kleine Knochen werden nicht mitgefressen. Unverdauliche Nahrungsbestandteile wie Schafwolle und Ziegenhaare werden in Gewöllen ausgespieen. Die Gewöllbildung wird durch die Aufnahme von trockenem Gras erleichtert. Stellenweise nehmen Gänsegeier auch die Nachgeburten der Schafe auf und werden von den Hirten dann der Angriffe auf neugeborene Lämmer und selbst auf lammende Schafe bezichtigt, doch verdienen solche Berichte sehr kritische Prüfung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Die Nahrung wird mittels energiesparendem Gleit- und Segelflug gesucht. Für diesen sind die Geier auf warme Aufwinde angewiesen, mit deren Hilfe sie Höhe gewinnen und dann aufgrund ihrer großen Flügelfläche lange mit geringem Höhenverlust kreisen können, bis sie einen neuen warmen Aufwind nutzen. Zum Auffliegen vom Boden benötigen Gänsegeier einen Anlauf und einige kräftige Flügelschläge; einmal in der Luft, schweben sie dann bei gutem Wetter in mühelosem und förderndem Segelflug. Bei Schönwetter verbringt der Gänsegeier etwa 16 Stunden ruhend und 8 Stunden in der Luft. Die Schlafplätze werden mit beginnender Erwärmung und den daraus resultierenden Aufwinden verlassen. Die Rückkehr erfolgt 2-3 Stunden vor Sonnenuntergang. Nicht brütende Vögel können bei Schlechtwetterperioden für mehrere Tage an ihrem Ruheplatz bleiben. Brütende Vögel müssen unter solchen Bedingungen im Kräfte raubenden Ruderflug zur Nahrungssuche aufbrechen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

24.1.4 Autökologie

Lebensraum: Gänsegeier sind Bewohner arider und offener, aber durch Ebenen, Schluchten, Anhöhen oder Hochplateaus reich gegliederter Landschaften, wo sie für den Thermikflug günstige Voraussetzungen finden. In Europa sind die verkarsteten Gebirge des Mittelmeerraums die idealen Bruthabitate. Zur Brut benötigen die Vögel üblicherweise Felswände. Das Vorkommen dieser aasfressenden Art richtet sich nach dem Angebot an Fallwild (DVORAK et al. 1993).

24.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: In Gefangenschaft erreichen Gänsegeier ein Alter von 34-37 Jahren, der Höchstwert liegt bei 55 Jahren. Über die Sterblichkeit ist nichts bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Der Gänsegeier ist ein ausgeprägter Koloniebrüter. Die Größe der Kolonien schwankt zwischen wenigen und 100 Paaren. In Spanien befinden sich die großen Kolonien in der Ebene, während die Vögel in den Bergen in kleinen Kolonien oder als Einzelpaare brüten. Ein Brutterritorium, wie es in abnehmender Reihenfolge Bart- *Gypaetus barbatus*, Mönchs- und Schmutzgeier *Neophron percnopterus* behaupten, besitzt der Gänsegeier nur in Andeutungen. Verteidigt wird lediglich die allernächste Nestumgebung, so dass innerhalb einer Kolonie die Horstabstände auf 2-4 m sinken können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Wanderungen: Der Gänsegeier ist ein Teilzieher, der im größeren Teil des Brutgebietes als Stand- oder Strichvogel überwintert, die nördlicheren Brutplätze aber verlässt. Das eigentliche Überwinterungsgebiet liegt südlich der Pyrenäen, auf den Kvarner-Inseln und südlich von Kaukasus, Elburs und Hindukusch. An den Meerengen, die Gänsegeier wie andere große Segelflieger zur Überquerung des Mittelmeeres anfliegen, ist bislang nur ein geringer Gänsegeierdurchzug beobachtet worden. Das könnte aber auf die von den meisten Großvogelarten abweichenden Zugzeiten zurückgeführt werden. Der Wegzug erfolgt schon Ende August/Anfang September (wobei Brutvögel und deren Junge in günstigen Brutgebieten erst im Dezember aufbrechen), der Rückzug findet aufgrund des frühen Brutbeginns schon im Februar statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Nichtbrütende Gänsegeier wandern regelmäßig über das Brutgebiet hinaus nordwärts, z.B. in Sibirien, aber auch in den Ostalpen. Hier erscheinen die Geier etwa mit dem Auftrieb der Schafe in der zweiten Maihälfte und verweilen bis zum Almabtrieb Mitte September (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). An dieser sommerliche Nordwanderung können nicht nur immature, sondern auch adulte Gänsegeier sowie einzelne Mönchsgeier beteiligt sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die ostalpinen Sommergäste Österreichs kommen aus den Brutgebieten der Kvarner Inseln/Kroatien (G. SUSIC in DVORAK et al. 1993).

24.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Gänsegeier kommt in den Trockengebieten der Südpaläarktis vor. Die Vorkommen erstrecken sich vom Maghreb und der Iberischen Halbinsel ostwärts bis in die NW-Mongolei, nach Westpakistan und Nordindien (1989). Die Vögel Afghanistans, Pakistans und Indiens werden als Unterart *G. f. fulvescens* der Unterart *G. f. fulvus* im übrigen Verbreitungsgebiet gegenübergestellt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Europa: In Europa ist das Vorkommen des Gänsegeiers beschränkt auf die Iberische Halbinsel, Südfrankreich, Sardinien, das Gebiet des ehemaligen Jugoslawien (nordwärts bis Serbien und in die Herzegowina, an der Adriaküste lokal bis zu den Kvarner-Inseln), Griechenland, die südliche Krim und den Nordkaukasus (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Außerhalb der Europäischen Union, die aufgrund des hohen Bestandes in Spanien den größten Teil der europäischen Gänsegeier hält, kommen Gänsegeier in geringen Zahlen in Albanien, Bulgarien, Kroatien, Russland, der Türkei, der Ukraine und Zypern vor. Der wichtigste Bestand außerhalb

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Europäischen Union liegt mit 100-1.000 Brutpaaren in der Türkei (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Gänsegeiers in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 8.949-9.105 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Gänsegeiers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	0-1	-
Frankreich	340	1997
Griechenland	400-500	-
Italien	35-40	1988-1997
Portugal	100-150	1990
Spanien	8.074	1989

Österreich/Verbreitung: In Österreich war die Art wahrscheinlich nie ein autochthoner Brutvogel (DVORAK et al. 1993, zu älteren Brutangaben s. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Art übersommert jedoch regelmäßig im österreichischen Zentralalpenraum, mit Schwerpunkt in den Hohen Tauern in Salzburg.

Österreich/Brutvorkommen: *Salzburg:* Die einzigen sicheren Brutnachweise Österreichs betreffen Nestfunde der freifliegenden Gänsegeierpopulation des Tiergartens Hellbrunn am etwa fünf Kilometer entfernten Untersberg (1980er Jahre, DVORAK et al. 1993).

Österreich/Durchzug und Übersommerung: *Salzburg*: Das traditionelle Übersommerungsgebiet der Gänsegeier umfasst ca. 7.000 km^2 in den Hohen Tauern. Es erstreckt sich zwischen den Tälern der Salzach, Isel und Gail und vom Großvenediger ostwärts bis in die Radstädter Tauern (DVORAK et al. 1993). Der aktuelle Bestand des Gänsegeiers liegt bei 30-50 Vögeln (STANDARDDATENBOGEN NATURA2000). Die bekannten Gemeinschaftsschlafplätze liegen im Rauriser Tal (Krumltal) und im Hollersbachtal in den Hohen Tauern (STÜBER & WINDING 1992). In den 1980er Jahren konnten gelegentlich noch 65 bzw. sogar 80 Gänsegeier im Rauristal angetroffen werden (DVORAK et al. 1993). Weitere 1-5 Vögel werden aktuell für den Dobratsch in Kärnten angegeben (STANDARDDATENBOGEN).

24.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Rare, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt (da nie autochthoner Brutvogel)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Ältere Angaben sprechen für Österreich von einem Bestand von 50-150, sogar von 250-300 Vögeln (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Bestand nahm von den 1950er Jahren kontinuierlich ab und hält seit einer leichten Zunahme in den 1980er Jahren bei 30-50 Vögeln (DVORAK et al. 1993). Der gesamteuropäische Bestand hat in den 1990er Jahren zugenommen, was auf die starke Zunahme der spanischen und französischen Vögel zurückzuführen ist. Die für Österreich relevante südosteuropäische Population zeigt fast durchwegs rückläufige Bestandstrends, so z.B. in Italien, Albanien und Griechenland. Über die Bestandsentwicklung in Kroatien ist nichts bekannt (TUCKER & HEATH 1994).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gefährdungsursachen: Nach der Umstellung auf moderne Methoden der Viehhaltung ist die Aufgabe der extensiven Almwirtschaft sicher das Hauptproblem für den Gänsegeier ebenso wie für den Bartgeier *Gypaetus barbatus*, da dadurch wenig Kadaver für die Ernährung zur Verfügung stehen (TUCKER & HEATH 1994, FRÜHAUF 2004, i.Dr.). Ursache für Rückgänge in anderen europäischen Ländern war die Abnahme an Nahrung sowie die hohe Mortalität aufgrund vergifteter Köder, die zur Reduktion von Raubsäugern verwendet wurden (TUCKER & HEATH 1994). Das Auslegen vergifteter Köder ist zwar heute verboten, kann aber immer noch lokal die Hauptursache für die Mortalität der Vögel darstellen, wie z.B. in Spanien (TUCKER & HEATH 1994).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Um eine ausreichende Ernährung der Art zu sichern, sollte die extensive Almwirtschaft erhalten werden (s. Bartgeier bei FRÜHAUF 2004, i.Dr.).

24.1.8 Verantwortung

Die Verantwortlichkeit Österreichs wird in der aktuellen Roten Liste (FRÜHAUF 2005) nicht eingeschätzt, da die Art nie ein autochthoner Brutvogel war. Abgesehen davon übersommert regelmäßig ein Grossteil der kroatischen Brutvögel in den österreichischen Alpen. Der kroatische Bestand hält mit 50-100 Brutpaaren etwa 0,5-1% der europäischen Brutvögel. Bei analoger Anwendung der Kriterien von FRÜHAUF (2004, i.Dr.) auf den Sommerbestand ergibt sich aus diesem Prozentsatz keine besondere Verantwortung Österreichs für die Erhaltung der Art.

24.1.9 Kartierung

Die Bestandserfassung erfolgt besten an den traditionellen Schlafplätzen. Die Erfassung einzelner Vögel ist sehr schwierig, da im Prinzip die gesamten Zentralalpen genutzt werden können. Um auch solche Streudaten zu erhalten, ist analog den Bartgeiererhebungen die Einbeziehung der lokalen Bevölkerung wichtig.

24.1.10 Wissenslücken

Relativ wenig bekannt ist über die aktuelle Verbreitung und die Phänologie des Gänsegeiers in Österreich. Eine gezielte Sammlung und Auswertung der vorhandenen Streudaten wäre sinnvoll.

24.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DVORAK, M., RANNER, A. & H.-M. BERG (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM; U.N., BAUER, K. & BEZZEL, E: (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes. AULA-Verlag, Wiesbaden, 2. Aufl., 946pp.

HEINROTH, O. (1921): Über einen künstlich erbrüteten Gänsegeier. J. Orn. 69:468-470

SNOW D.W. & PERRINS, C.M: (1998): The Birds of the Western Palaearctic. Concise Edition. Volume 2: Passerines. Oxford University Press, New York

STÜBER, E. & WINDING, N. (1992): Die Tierwelt der Hohen Tauern. Wirbeltiere. Universitätsverlag Carinthia Klagenfurt, 2. Aufl., 183pp.

TUCKER G.M. & HEATH, M.F: (1994): Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 3), 600pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

24.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art tritt nur in einem SPA (Hohe Tauern) einigermaßen regelmäßig als Durchzügler in nennenswerter Zahl auf. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Eine Angabe von Habitatindikatoren ist nicht möglich.

24.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

24.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Der Art tritt im Schnitt (über einen Zeitraum von 10 Jahren) in mehr als 80 Exemplaren auf	Die Art tritt im Schnitt (über einen Zeitraum von 10 Jahren) in 50-80 Exemplaren auf	Die Art tritt im Schnitt (über einen Zeitraum von 10 Jahren) < 50 Exemplaren auf

24.3 Bewertungsanleitung

24.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

24.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: wenn Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: wenn Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: wenn Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

25 A081 *CIRCUS AERUGINOSUS*

25.1 Schutzobjektsteckbrief

25.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rohrweihe

Englisch: Marsh Harrier, Französisch: Busard de roseaux, Italienisch: Falco di palude, Spanisch: Aguilucho lagunero occidentale

25.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Größte heimische Weihe. Typisches Weihenflugbild mit langem Schwanz und schlanken V-förmig gehaltenen Flügeln. Männchen ist unterseits hell bis auf braunen Bauch und scharf abgesetzten schwarzen Handschwingen. Oberseits ist der Mantel braun. Flügel sind dreifärbig: Innenseite braun, der mittlere Bereich grau und die Spitzen schwarz. Weibchen ist überwiegend braun: Scheitel, Kehle und Vorderkante der Flügel sind beigefarben, wobei die Färbung und Ausdehnung der hellen Bereiche variabel ist. Schwanz ist rostbraun gefärbt. Jungvogel ähnlich Weibchen, aber von diesem durch dunklere Gesamtfärbung, braunem Schwanz und helle Spitzen der Großen Armdecken unterscheidbar.

25.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Rohrweihen gehen eine monogame Saisonehe ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Es gibt aber Nachweise für regelmäßige Polygamie (BAVOUX et al. 1998).

Fortpflanzung: Weibliche Rohrweihen erreichen ihre Geschlechtsreife im zweiten, Männchen im dritten Lebensjahr, wobei die Tiere auch früher brüten können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, BAVOUX et al. 1998). Das Nest befindet sich gewöhnlich im dichten Röhricht aber auch zwischen anderen Sumpfpflanzen wie Rohrkolben *Typha sp.* oder Seggen *Carex sp.*. Bevorzugt werden Standorte mit hohem Wasserstand (LANGE 2000). In der Ackerlandschaft werden die Nester hauptsächlich in Raps- oder Getreidefeldern angelegt. Für alle Standorte ist der Sichtschutz von Bedeutung, damit er nicht von Bodenfeinden wie Fuchs *Vulpes vulpes* oder Wildschwein *Sus scrofa* erreicht werden kann (LANGE 2000). Die Gelegegröße liegt im allgemeinen bei 3-6 Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So wurden in Charente-Maritime (Frankreich) bei 79 Bruten im Mittel 3,9 (± 1,0) Eier pro Gelege festgestellt (BAVOUX et al. 1998). Sehr ähnliche Gelegegrößen werden aus Mecklenburg-Vorpommern mit 4,3 Eiern/Gelege (HOFMANN & SCHRAMM 1991) und aus Schleswig-Holstein mit 4,35 Eiern/Gelege (BÖCK 1979) berichtet. Größere Gelege wurden im Barycz Tal (Polen) gefunden. Das Mittel lag hier bei 5,0 (± 0,9) Eiern pro Gelege (WITKOWSKI 1989).

Nahrung und Nahrungssuche: Kleine Säugetiere und Vögel gehören zur Hauptbeute der Rohrweihe, wobei Nestraub regelmäßig betrieben wird (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Gegenüber den kleineren Verwandten Korn- *Circus cyaneus* und Wiesenweihe *C. pygargus* schlägt die Rohrweihe regelmäßig auch weit größere Beutetiere wie Schermäuse *Arvicola terrestris*, Wanderratten *Rattus norvegicus*, junge Kaninchen *Oryctolagus cuniculus* oder junge Hasen *Lepus europaeus*. Unter den Vögeln finden sich junge Teichhühner *Gallinula chloropus* und Blässhühner *Fulica atra*, aber auch Limikolen und Jungvögel von Möwen, Fasanen *Phasanius colchicus* und Enten. Die Zusammensetzung der Beute ändert sich jahreszeitlich

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(UNDERHILL-DAY 1984). Vor der Brutzeit setzt sich die Nahrung hauptsächlich aus kleinen Altvögeln und Säugetieren zusammen, nachher werden Jungvögel aller Arten zur Hauptbeute.

Die Rohrweihe fliegt wie andere Weihen auch im Suchflug niedrig über die Vegetation (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Dabei versucht sie Gelände- und Vegetationsstrukturen als Deckung auszunutzen, um die Beute zu überraschen. Die Beute wird dabei meist am Boden und nicht im Flug geschlagen, wobei sie im offenen Gelände sehr wohl verfolgt wird, um sie zu ermatten.

25.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Rohrweihe zeigt im Gegensatz zu den anderen europäischen Weihenarten eine deutlichere Bindung an Schilfflächen insbesondere Altschilf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, LANGE 2000). Bevorzugt werden ganzjährig im Wasser stehende Bereiche oder saisonal nasse Röhrichtflächen an stehenden oder fließenden Gewässern. Seit Anfang der 1970er Jahre kommt es aber verstärkt zu Bruten im Kulturland, insbesondere in Getreide- und Rapsfeldern. Die Vegetationshöhe sollte aber mindestens 50-60 cm betragen (KOSTRZEWA & SPEER 1995, BUSCHE 2002). Die Jagdgebiete reichen fast ausnahmslos über die Röhrichtgebiete hinaus (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989) und beinhalten verschiedene offene Lebensräume von Verlandungsgesellschaften über Grünlandbereiche bis zu Ackerflächen (u.a. GAMAUF & PRELEUTHNER 1996, LANGE & HOFMANN 2002). Außerhalb der Brutzeit werden gerne Gemeinschaftsschlafplätze in Röhricht, Grünland aber auch auf Ackerflächen bezogen (vgl. STRAKA & REITER 2000).

25.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Für Deutschland geben MAMMEN et al. (2000) für die Zeitspanne 1951-1990 aufgrund einer Literaturrecherche einen Bruterfolg von 2,3 flüggen Jungvögel/Nest an. Im Barycz-Tal (Polen) wurde zwischen 1972-1975 ein Bruterfolg von 2,2 flüggen Jungvögeln/Nest festgestellt; in den Jahren 1982-1984 lag er mit 2,5 flüggen Jungvögeln/Nest etwas höher (WITKOWSKI 1989). Der geringere Wert in der Reproduktionsrate im ersten Untersuchungszeitraum wird auf den Einsatz von DDT in den Jahren 1950-1970 zurückgeführt. Zwischen 1982-1984 gewinnt dagegen Nestprädation deutlich an Bedeutung, da der Einfluss des DDT fast gänzlich verschwindet. Prädation und das Verlassen des Nestes werden als Hauptursachen für Brutverluste aufgeführt (BÖCK 1979, UNDERHILL-DAY 1984, WITKOWSKI 1989). Eine weitere ausführliche brutbiologische Studie wurde in Charente-Maritime (Frankreich) durchgeführt (BAVOUX et al. 1998). Die Anzahl der Eier war vom Alter des Weibchens abhängig. So wurde bei ein- oder zweijährige Weibchen im Mittel 3,6 (± 1,0) Eier pro Brut (n=31) festgestellt. Drei- bis Sechsjährige legten im Mittel 4,3 (± 0,9) Eier/Gelege (n=31), bei über Sechsjährigen lag mit 4,0 (± 1,0) Eier/Gelege (n=17) der Wert etwas darunter. Deutlichere Unterschiede wurden beim Bruterfolg festgestellt. Dieser stieg mit dem Alter des Männchens. Ein oder zweijährige Männchen brachten im Mittel 0,7 (± 1,2) Junge/Nest (n=18) zum Ausfliegen, Drei- bis Sechsjährige wiesen mit 1,7 ± (1,5) flüggen Jungvögeln/Brut (n=72) einen deutlich höheren Bruterfolg auf, Sechsjährige übertrafen diesen Wert sogar mit 2,3 (± 1,3) flüggen Jungen/Brut (n=8). Ein Zusammenhang zwischen Gelegegröße und Saison fand WITKOWSKI (1989) im Barycz-Tal (Polen). Dort nahm die Anzahl der Eier mit fortlaufender Saison ab. Während am Anfang des Jahres die Gelege im Durchschnitt 5,6 (± 0,9) Eier aufwiesen, sank die Gelegegröße bis zum Ende des Jahres auf 4,4 (± 1,0) Eier/Gelege ab. Dementsprechend war der Bruterfolg mit 2,91 (± 1,13) flüggen Jungvögeln/Nest in späteren Gelegen niedriger als in jenen Bruten, die früher in der Saison begonnen wurden. Hier lag der Bruterfolg bei 3,51 (± 1,1) flüggen Jungvögeln/Nest.

Siedlungsdichteangaben für Rohrweihen sind schwer zu vergleichen, da die meisten Untersuchungen ausgesprochen kleinräumig sind und die Art aufgrund ihrer Brutplatzansprüche meist geclustert vorkommt. Die Dichteangaben für Probeflächen über 100 km^2 liegen zwischen 1,36-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

6,42 Paaren/100 km^2 (Zusammenstellung in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Höhere Werte mit 11,47 Brutpaare/100 km^2 stellte LANGE (2000) auf einer 300 km^2 großen Probefläche in Mecklenburg-Strelitz fest. Mit 45-50 Brutpaaren auf 110 km^2 ermittelte G. KRETLOW in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1989) um Zossen/Bezirk Potsdam deutlich höhere Dichten.

Wanderungen: Die Rohrweihe ist im gesamten Verbreitungsgebiet Zugvogel, der vom südwestlichen Europa und im Mittelmeerraum beginnend, aber hauptsächlich südlich der Sahara bis Tansania überwintert (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, SCHRÖPFER 1989). Manche Individuen bleiben aber in der Nähe ihres Brutplatzes (SCHRÖPFER 1989). Auch im Neusiedler See-Gebiet können einzelne Individuen in milden Wintern überwintern.

25.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Rohrweihe ist hauptsächlich paläarktisch verbreitet, Außenposten finden sich noch im Indischen Ozean und Südwestpazifik (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Das Brutgebiet erstreckt durch die gesamte Paläarktis zwischen der Wüsten- und der borealen Zone von den Britischen Inseln bis nach Japan.

Europa: In Europa besiedelt die Rohrweihe ein weites Areal, das vom Mittelmeerraum bis zu den Britischen Inseln, im Norden nach Skandinavien und im Osten nach Russland reicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Art ist zwar punktuell verbreitet, findet sich aber in den meisten Ländern Europas, wenn auch in einigen nur in kleinen Populationen.

Europäische Union: Der Brutbestand der Rohrweihe in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 9.000-16.500 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand der Rohrweihe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

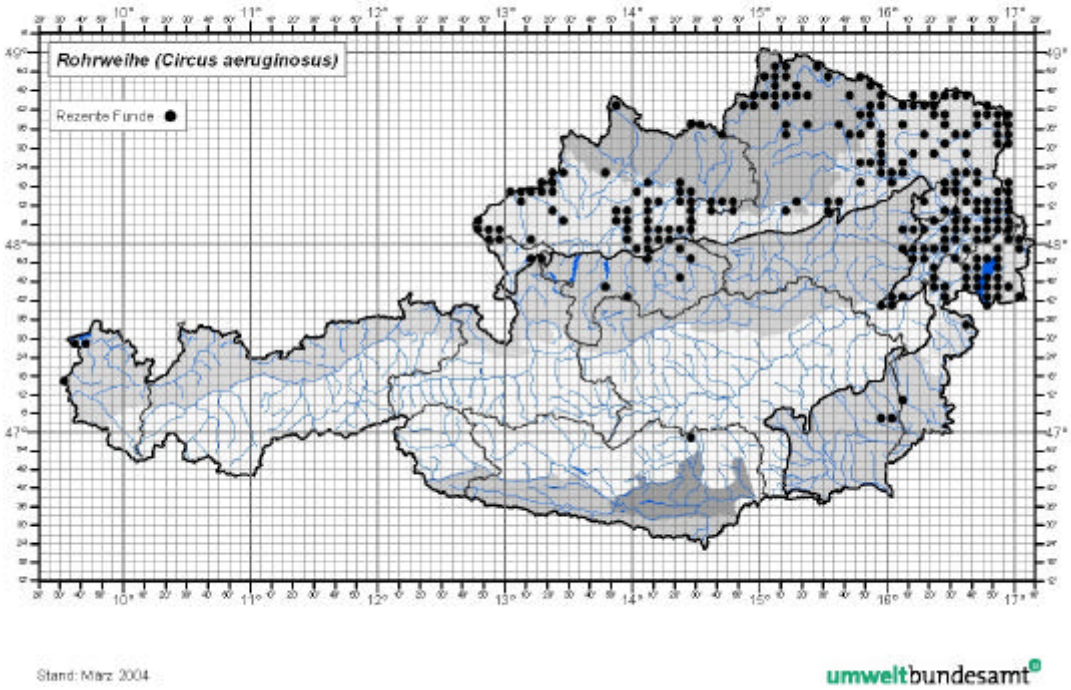
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	300-400	1998-2002
Belgien	60-75	1981-1990
Dänemark	650-650	1993-1996
Deutschland	4.000-6.500	1992
Finnland	300-350	1990-1995
Frankreich	1.000-5.000	1996
Griechenland	60-100	-
Großbritannien	157-160	1995
Italien	50-100	1988-1997
Niederlande	800-1.100	1989-1991
Portugal	25-75	1991
Schweden	1.400-1.400	1990
Spanien	481-522	1990

Österreich/Verbreitung: Der Schwerpunkt der österreichischen Brutvorkommen liegt im Osten und hier mit 210-270 Brutpaaren eindeutig im Neusiedler See Gebiet (DVORAK et al. 1993, BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Weiters ist die Art im March-Thaya-Gebiet, in der Feuchten Ebene und in Oberösterreich z.B. am Inn zu finden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Brutvorkommen: *Wien*: Mehrfach Beobachtungen zur Brutzeit, vor allem aus der Lobau. Ein Brutnachweis konnte aber nie erbracht werden. *Niederösterreich*: Niederösterreich weist mit 50-100 Brutpaaren den zweitgrößten Brutbestand Österreichs auf (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Mit 20-25 Brutpaaren ist ein Großteil in den March-Thaya-Auen zu finden (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Der Bestand der Rohrweihe nimmt in den letzten Jahren in den östlichen Landesteilen westwärts bis ins Waldviertel zu, wobei vermehrt Bruten im Agrarland auftreten (BERG 1997). *Burgenland*: Das Burgenland beherbergt mit 210-270 Brutpaaren den weitaus größten Teil des österreichischen Brutbestands (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Die Vorkommen konzentrieren sich mit etwa 200-250 Paaren auf den Neusiedler See, wobei die Brutpaardichte in den dichtesten Bereichen am Westufer mit 3,7 Brutpaaren/km^2 deutlich unter jener des Ostufers mit 10,4 Brutpaaren/km^2 liegt (SEZEMSKY & RIPFEL 1985). *Steiermark*: Der bisher einzige Brutnachweis wurde in der Verlandungszone des Fuchsschweifteiches bei Neudau, Bezirk Hartberg erbracht (SAMWALD & SAMWALD 1993). *Oberösterreich*: In Oberösterreich ist die Rohrweihe nur in wenigen Gebieten zu finden (BRADER & AUBRECHT 2003). Sie brütet am Unteren Inn, an der Donau unterhalb von Linz, an den Schacherteichen bei Kremsmünster, an der Unteren Traun flussaufwärts bis Fischlham und im Ibmer Moor (STEINER & ERLINGER 1995).

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Vorarlberg*: Die Rohrweihe gilt seit 1940 als ausgestorben (KILZER et al. 2002). Seitdem gab es mehrfach Brutverdacht, ein neuerliche Brutnachweis konnte aber nie erbracht werden.



25.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure/ungefährdet, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: In den letzten Jahren kam es zu einer starken Zunahme und Ausbreitung der Rohrweihe (vgl. STEINER & ERLINGER 1995), wobei vor allem neue Bruthabitate in Ackerbaugebieten besiedelt wurden (BERG 1997, FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Zur Zeit dürfte die menschliche Verfolgung die größte Gefährdung darstellen, insbesondere in Gebieten mit einem kleinen Brutbestand. So führten nachgewiesene Abschüsse im Europaschutzgebiet „Unteres Trauntal/Schacherteiche“ und am Unteren Inn beinahe zur Ausrottung oder zum tatsächlichen Verschwinden der Art in diesen Gebieten (BRADER & AUBRECHT 2003). Durch die niedrige Flugjagd und aufgrund der Besiedlung offener Lebensräume ist die Rohrweihe, wie alle anderen Weihenarten für Abschüsse besonders anfällig. Überhaupt ist die Rohrweihe außerhalb des Neusiedler See-Gebiets aufgrund der geringen Anzahl an Brutpaaren stark anfällig gegenüber menschlicher Störung (BERG 1997).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Es ist erforderlich, kleine Feuchtgebiete und eine strukturreiche mit Brachen durchsetzte Kulturlandschaft zu erhalten (FRÜHAUF 2005). So kommt z.B. der Erhaltung reliktärer Feuchtwiesenbereiche insbesondere im Weinviertel, die zunehmend der (Wald)Sukzession ausgesetzt sind, hohe Bedeutung zu (BERG 1993). Besondere Bedeutung hat die Einstellung der Verfolgung, da die Verfolgung die Kolonisierung neuer Brutgebiete verhindert und durch sie vorhandene Inselvorkommen gefährdet werden. Besondere Brutvorkehrungen an Brutplätzen in Agrarflächen z.B. bei der Ernte würden der Rohrweihe entgegenkommen. Eine Bestandsüberwachung ist essentiell, um erfolgreiche Managementmaßnahmen durchführen zu können.

25.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) kommt Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Rohrweihe keine besondere Bedeutung zu.

25.1.9 Kartierung

Ab Ende März/Anfang April kehren die Rohrweihen in ihre Brutgebiete zurück. Die Reviere werden durch Balzspiele abgegrenzt. Während dieser Zeit kann die Art am besten erfasst werden. Jungvögel halten sich zwar noch eine gewisse Zeit in der Nähe des Horstes auf, aber sichere Bruterfolgskontrollen sind vor allem in dichter besiedelten Flächen nur am Nest möglich.

25.1.10 Wissenslücken

Das Wissen über die Verbreitung der Rohrweihe außerhalb des Neusiedler See-Gebiets ist lückenhaft. Die starken jährlichen Schwankungen im Bestand, die punktuelle Verbreitung und die in jüngster Zeit zunehmende Eroberung von neuen Bruthabitaten, insbesondere von Agrarflächen, machen ein Monitoring notwendig. Weiters wäre es notwendig, populationsbiologische Parameter wie Bruterfolg oder Dispersion zu erfassen.

25.1.11 Literatur

BAVOUX, C.; G. BURNELEAU & M. PICARD (1998): La nidification du Busard des roseaux *Circus a. aeroginosus* en Charente-Maritime (France): Analyse des données en fonction de l'age des oiseaux nicheurs. Alauda 66: 299-305.

BERG, H.-M. (1993): Status, Verbreitung und Gefährdung von Wiesenvögeln in Niederösterreich. Vogelschutz in Österreich 8: 3-16.

BÖCK, W.F. (1979): Zur Situation der Rohweihe (*Circus aeruginosus*) in Schleswig-Holstein. J. Orn. 120: 416-430.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BUSCHE, G. (2002): Zur Bestandsentwicklung der Rohrweihe *Circus aeruginosus* im Westen Schleswig-Holsteins 1980 bis 2000. Corax 18: 405-414.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

KOSTRZEWA, A. & SPEER, G. (1994): Greifvögel in Deutschland: Bestand, Situation und Schutz. Akadem. Verlagsges. Wiesbaden. 113 pp.

HOFMANN, T. & SCHRAMM, F. (1991): Daten zur Brutbiologie der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) in Mecklenburg-Vorpommern: 291-298. In: STUBBE M. (Hrsg.): Populationsbiologie Greifvögel u. Eulenarten 2. Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991. Halle/Saale. 560 pp.

LANGE, M. (2000): Bruthabitatwahl der Rohrweihe *Circus aeruginosus*: 283-298. In: Stubbe M. & A. Stubbe (Hrsg.): Populationsökologie von Greifvogel- u. Eulenarten 4. Wiss. Beitr. Univ. Halle: : .

LANGE, M. & HOFMANN, T. (2002): Zum Beutespektrum der Rohrweihe *Circus aeruginosus* in Mecklenburg.Strelitz, Nordost-Deutschland. Vogelwelt 123: 65-78.

MAMMEN, U.; HOFMÜLLER, U. & SCHNEIDER, R. (2000): Die Literaturauswertung des „Monitorings Greifvögel und Eulen“ am Beispiel der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*): 299-312. In: STUBBE, M &

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1993): Esrter Brutnachweis der Rohrweihe *Circus aeruginosus* (Linné) für die Steiermark (Vertebrata; Aves). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 123: 215-218.

SCHRÖPFER, L. (1998): The ringing results of the Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) in the Czech Republic. Buteo 10: 57-74 (in Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).

SEZEMSKY, R. & RIPFEL, J. (1985): Zur Siedlungsdichte der Rohrweihe im Schilfgürtel des Neusiedlersees. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 455-466.

STEINER, H. & ERLINGER, G. (1995): Die Rohrweihe (*Circus aeruginosus* L.) in Oberösterreich. Egretta 38: 1--12.

STRAKA, U. & REITER, A.S. (2000): Beobachtungen an Schlafplätzen der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) in Ackerbaugebieten des Weinviertels (NÖ). Egretta 43: 62-68.

STUBBE, A. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten. 4. Wiss. Betr. Univ. Halle. Halle/Saale. 552 pp.

UNDERHILL-DAY, J.C.U. (1984): Population and breeding biology of Marsh Harriers in Britain since 1900. J. Appl. Ecol. 21: 773-787.

WITKOWSKI, J. (1989): Breeding biology and ecology of the Marsh Harrier *Circus aeruginosus* in the Barycz Valley Poland. Acta Ornithol. 25: 223-320.

25.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Rohrweihen nutzen weitläufige Aktionsräume. Eine Unterscheidung von Einzelvorkommen und Gebietsebene ist daher weder sinnvoll noch möglich.

25.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

25.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Reproduktionserfolg	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 3,1	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 1,9-3,1	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 1,9

25.3 Bewertungsanleitung

25.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

25.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: einer oder beide Populationsindikatoren „C“, außer wenn Bestandsentwicklung „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

26 A082 *CIRCUS CYANEUS*

26.1 Schutzobjektsteckbrief

26.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kornweihe

Englisch: Hen Harrier, Französisch: Busard Saint-Martin, Italienisch: Albanella reale, Spanisch: Aguilucho pálido

26.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Typisches Weihenflugbild mit langem Schwanz und schlanken, V-förmig gehaltenen Flügeln. Männchen oberseits dunkelgrau mit schwarzen Flügelspitzen; unterseits hell mit dunklem Hinterrand der Schwungfedern und wie auf der Oberseite mit schwarzen Flügelspitzen. Verwechslungen am ehesten mit der Wiesenweihe *Circus pygargus* möglich. Die Unterscheidbarkeit ist durch kräftigere Gestalt und breitere Flügel gegeben, die schwarze Flügelbinde der männlichen Wiesenweihe wie auch die bräunliche Fleckung der Decken auf der Unterseite fehlt der männlichen Kornweihe. Weibchen oberseits braun, Oberschwanzdecken weiß, Unterseite gelblich-weiß mit brauner Strichelung. Wie bei Männchen auch bei Weibchen Verwechslungsgefahr mit der Wiesenweihe, aber durch kräftigere Gestalt, breitere Flügel, fehlendes dunkles Band auf den Großen Armdecken der Oberseite und fehlende braune Querbänderung der Decken auf der Unterseite unterschieden. Jungvogel ähnlich Weibchen.

26.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Kornweihen gehen eine monogame Saisonehe ein, es gibt aber Nachweise von Bigamie. Selbst Polygamie wurde in isolierten Brutvorkommen bei hohem Weibchenüberschuss festgestellt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Im Winter werden Gemeinschaftsschlafplätze in hoher Vegetation wie Schilfflächen oder Brachen aufgesucht, wobei bis zu 35 Individuen nächtigen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, LABER 2003).

Fortpflanzung: Das Nest wird am Boden angelegt, wobei die Kornweihe von Jahr zu Jahr bevorzugt am selben Standort brütet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Als Standort werden meist Stellen mit ausreichender Deckung ausgewählt. Die Gelegegröße liegt bei 4-6 Eiern. Legebeginn ist in Mitteleuropa ab 20. April, somit also früher als bei der nahverwandten Wiesenweihe. Das Gelege wird etwa 30 Tage bebrütet, die Jungen sind nach 30-40 Tagen flügge.

Nahrung und Nahrungssuche: Die Kornweihe ist ein ausgesprochen spezialisierter Vogel- und Kleinsäugerjäger; Insekten sind gewöhnlich von untergeordneter Bedeutung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, MAUREL & POUSTOMIS 2001). Im Winter spielen v.a. Wühlmäuse (*Microtus sp.*) eine zentrale Rolle (z.B. SONERUD 1986); in einem Gebiet in den Niederlanden wurden im Mittel 11 Wühlmäuse (185 g) pro Tag erbeutet (RAPTOR GROUP RUG/RIJP 1982). Bei den Vögeln werden kleine, vor allem bodenlebende Arten wie Pieper, Stelzen, Lerchen oder Ammern erbeutet, regelmäßig werden aber auch Limikolen, kleine Enten oder Rebhühner *Perdix perdix* geschlagen. Fasane *Phasanius colchicus* hingegen sind zu groß und finden sich nur ausnahmsweise in den Beutetierlisten. Eine Studie in England an überwinternden Kornweihen zeigte, dass Männchen kleine Singvögel bevorzugen, während Weibchen mehr Wirbeltiere erbeuteten (CLARKE at al. 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die Kornweihe zeigt eine Reihe von Anpassungen an die Beutejagd in höherwüchsiger, schlecht einsehbarer Vegetation offener Landschaften. Da die – von Kornweihen nur sehr selten durchgeführte – Jagd von Warten aus hier ineffizient ist (JANES 1985); jagt sie wie andere Weihenarten in niederem, vergleichsweise langsamem (15 km/h, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989) Suchflug über dem Boden, um ihre Sehposition zu verbessern (JANES 1985) und stoßen nach Entdecken einer Beute – meist nach einer blitzschnellen Drehung, die den Vogel in der Luft bremst – steil herab (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Kornweihen sind besser als andere Greife in der Lage, ihre Beute auch akustisch wahrzunehmen und selbst ohne optische Ortung zu ergreifen; sie kommen in dieser Fertigkeit den Eulen nahe (RICE 1982), mit denen sie einen trichterartigen „Gesichtsschleier" als augenfällige morphologische Anpassung gemeinsam haben. Mäuse werden in bis in eine Entfernung von 3-4 m akustisch entdeckt (RICE 1982), was u.a. den niedrigen Suchflug erklärt. Gegenüber der Wiesenweihe nutzt die Kornweihe in weit höherem Maß den Überraschungseffekt (SCHIPPER 1977); sie nutzt dazu das Relief der Landschaft, damit die Beute sie nicht vorzeitig sehen kann. In den Niederlanden wurde gezeigt, dass die Flugjagd den tageszeitlichen Aktivitätsphasen von Wühlmäusen folgt (RAPTOR GROUP RUG/RIJP 1982). PRESTON (1990) konnte zudem nachweisen, dass die Nahrungssuche räumlich nicht primär an der Beutedichte ausrichtet ist, sondern an einer Kombination von Beutedichte und Vegetationsdichte.

26.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Kornweihe ist ausgesprochen anpassungsfähig in ihrer Habitatwahl und bewohnt verschiedenste Standorte in offenen Landschaften (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Sie besiedelt sowohl Feuchtflächen wie Verlandungszonen von Gewässern (Schilfgürtel, Seggenflächen), Moore oder Feuchtwiesen, als auch trockene Bruthabitate wie Heidelandschaften, trockene Wiesen, Ackerflächen (Getreide) oder Dünen. Selbst lichte Stellen in Wäldern werden ausnahmsweise als Bruthabitat angenommen.

Auch zur Zugzeit und im Winter ist die Kornweihe in ihrer Habitatwahl vielseitig, bevorzugt werden aber feuchte Wiesen, kurzgrasige Weiden und strukturreiche Ackerlandschaften (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Im Winter sind höhere Schneelagen limitierend, da sie den Zugang zur Beute erschweren und die vergleichsweise energieintensive Flugjagd der Kornweihen bei stark reduzierter Beuteverfügbarkeit nicht mehr effizient durchgeführt werden kann (SONERUD 1986). Mithilfe einer speziellen Jagdtechnik (s. Nahrungssuche) können im Vergleich zu anderen Greifen auch höherwüchsige Pflanzenbestände effizient nach Beute abgesucht werden (z.B. RICE 1989), wofür aber eine relativ hohe Beutedichte Voraussetzung ist (SONERUD 1986). Flächenmäßig haben daher ackerbaudominierte Gebiete mit hohem Brachenanteil die größte Bedeutung (hohe Mäusedichten). In einer großangelegten Untersuchung in Ackerlandschaften im östlichen Niederösterreich und im Nordburgenland erhöhten höhere Brachenanteile die Antreffwahrscheinlichkeit im Winter um ein Vielfaches, sie ist auf Brachen grob um den Faktor 14 höher als ohne Brachen; allerdings werden von den Kornweihen zum Bodenschutz eingesäte Winterbegrünungen eher gemieden (überwiegend sehr hochwüchsige, monotone Wintersenffelder), v.a. Flächen mit sehr hohem Gesamtbegrünungsanteil; positiv korrelierte die Antreffwahrscheinlichkeit jedoch mit (offenbar ebenfalls mäusereichen) Stoppelfeldern (überwiegend gehäckselte Begrünungen) (FRÜHAUF & BIERINGER in Vorb.). Besonders gern werden – offenbar wegen hoher Mäusedichten – auch mit Luzerne (meist als Stilllegungskultur) bepflanzte Flächen genutzt (RAPTOR GROUP RUG/RIJP 1982). In den USA (Arkansas) bevorzugt die Kornweihe im Winter ebenfalls Feuchtvegetation und Stoppelfelder und meidet v.a. vegetationslose – frisch gepflügte – Äcker (PRESTON 1990); weiters wurden in dieser Untersuchung Unterschiede bei den Jagdlebensräumen zwischen Männchen und Weibchen bzw. Jungvögeln gefunden, wobei die wendigeren Männchen (die mehr Vögel jagen, CLARKE at al. 1997) weniger oft über hoher Vegetation jagten und häufiger über Stoppelfeldern. Außerhalb der Brutzeit kann die Kornweihe Gemeinschaftsschlafplätze in ausreichend

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Deckung bietenden Streuwiesen, Schilfflächen oder Brachen bilden (WASSENICH 1968, ANDRIS et al. 1970, LABER 1995).

26.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es gibt nur wenige Angaben zur Siedlungsdichte von Kornweihen. In Nordostfrankreich wurden Kornweihen auf zwei Probeflächen in den Jahren 1993-2000 großflächig erhoben, dabei wurden deutlich unterschiedliche Dichten von 0,24 (± 0,04) und 5,31 (± 1,5) Brutpaaren/100 km^2 festgestellt (MILLION et al. 2002). Horste können z.T. sehr nah zueinander angelegt sein. In GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1989) werden minimale Nestentfernungen von 50 bis wenige 100 m (ausnahmsweise sogar 15-20 m) angegeben.

Wanderungen: Die Kornweihe ist in weiten Teilen ihres Verbreitungsgebietes Zugvogel, im Süden ihres Areals wird sie aber als Strich- oder Standvogel beschrieben (GLUTZ VON BLOTHEIM et al. 1989). Die Überwinterungsgebiete liegen von West- und Mitteleuropa über den Mittelmeerraum bis nach Nordafrika und dem arabischen Raum.

26.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Kornweihe ist holarktisch verbreitet, man findet sie im nördlichen und mittleren Eurasien wie auch in Nordamerika (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In Nordamerika besiedelt sie ein Areal, dessen Nordgrenze zwischen Alaska und Südlabrador verläuft und das im Süden bis nach Kalifornien und Virginia reicht.

Europa: In Europa brütet die Kornweihe in guten Beständen auf den Britischen Inseln, auf der Iberischen Halbinsel, in Frankreich und in Skandinavien (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Weiters kommt sie in geringer Brutpaaranzahl in verschiedenen Staaten Mitteleuropas vor. Im Osten ist sie vom Baltikum und Weißrussland ostwärts zu finden.

Europäische Union: Der Brutbestand der Kornweihe in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 6.400-10.400 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand der Kornweihe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Belgien	0-6	1981-1990
Dänemark	2-5	1993-1996
Deutschland	48-55	1996
Finnland	2.000-4.000	1990-1995
Frankreich	2.500-4.000	1990-1995
Großbritannien	710-732	1988-1989
Irland	40-80	1998
Italien	1-1	1998
Luxemburg	0-1	-
Portugal	1-25	1991
Schweden	800-1.100	1990
Spanien	300-400	-

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: Im 19. Jh. soll die Kornweihe unregelmäßig in einzelnen Paaren in den Donau-Auen gebrütet haben (RUDOLF VON ÖSTERREICH & BREHM 1879). Ein 1887 in den Donau-Auen gesammeltes Ei stützt diese

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Aussage (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Von der Parndorfer Platte gibt es eine Beobachtung eines im Mai und Anfang Juni balzenden Paares (ZWICKER & HERB 1989). Weiters gibt es immer wieder Meldungen von sporadischen Übersommerern (ABÖ).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Kornweihe ist in Österreich regelmäßiger Durchzügler und gebietsweise recht häufiger Wintergast der östlichsten Landesteile in Niederösterreich, dem Burgenland und der Steiermark; hier ist sie üblicherweise der dritthäufigste Greifvogel nach Mäusebussard und Turmfalke (BIERINGER & LABER 1999), gebietsweise auch der zweithäufigste (SAMWALD & SAMWALD 1993). In Oberösterreich ist die Kornweihe bereits nur mehr ein mäßig häufiger Wintergast mit weniger als 70 nachgewiesenen Individuen zwischen 1992 und 1995 (AUBRECHT & BRADER 1997); in Vorarlberg (v.a. Rheindelta) überwintern Kornweihen nur mehr vereinzelt, in anderen Bundesländern eher ausnahmsweise. Die ersten Kornweihen treffen in der Regel Anfang August ein, ab Oktober treten sie regelmäßig und je nach Gebiet auch zahlreich bis in den April auf. Selbst Ende Mai gibt es noch Beobachtungen von Nachzüglern. Wie auch in anderen Staaten Mitteleuropas (z.B. ANDRIS et al. 1970) ist der Prozentsatz an durchziehenden und überwinternden Weibchen und Jungvögeln wesentlich höher als jener der Männchen (LABER 2003).

Angaben zum Überwinterungsbestand treffen wegen des weitgehenden Fehlens systematisch erhobener Daten und wegen großer Unterschiede zwischen einzelnen Gebieten (BIERINGER & LABER 1999) und Jahren (Schneelagen!) auf beträchtliche Schwierigkeiten, die Beurteilung von Einzeldaten ist schwierig (vgl. LABER 2003). So wurden in den Jahren 1993/94 bis 1997/98 im östlichen Niederösterreich im Marchfeld im Mittel 1,2 Kornweihen pro 10 km Zählstrecke gezählt, im Laaer Becken und im Steinfeld 0,7 (BIERINGER & LABER 1999); diese Abfolge legt positive Zusammenhänge mit dem Ertragreichtum landwirtschaftlicher Böden und Brachenanteil nahe. In den waldreichen March-Thaya-Auen im ostösterreichisch-slowakischen Grenzgebiet wurden im selben Zeitraum 0,5 bis 0,6 Individuen/10 km erfasst (ZUNA-KRATKY & KÜRTHY 1999). Bereits deutlich geringere Dichten wurden im Südburgenland mit 0,16 bis 0,44 Individuen/10 km (SAMWALD & SAMWALD 1993) und – bereits unregelmäßig – in der Oststeiermark mit 0,0 bis 0,5 Individuen/10 km festgestellt (SACKL & SAMWALD (1994). Eine – nicht ganz aktuelle – Schätzung beziffert den Winterbestand auf 300-650 Individuen (BIRDLIFE ÖSTERREICH), die tatsäschliche Zahl ist aber höchstwahrscheinlich höher anzusetzen, (FRÜHAUF, pers. Mitt.). Eine zusammenfassende Auswertung der in Österreich vorhandenen Zählungen aus verschiedenen Gebieten steht noch aus.

26.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: Brutvorkommen RE (regionally extinct/ausgestorben), Durchzugs- und Winterbestand: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Aussagen über Bestandsentwicklungen der Kornweihe im Winter oder auf dem Durchzug in Österreich sind kaum möglich, da es nur wenige und erst seit relativ wenigen Jahren regelmäßig durchgeführte Zählungen gibt und generell bei Greifvögeln große, von Schneelagen und Kleinsäugerpopulationen abhängige Bestandsschwankungen auftreten. Es gibt aber Hinweise auf – wahrscheinlich ökologisch bedingte – gebietsweise unterschiedliche Trends. In den durch hohe Feuchtwiesenanteile gekennzeichneten Gebieten an der March dürften die Winterbestände stabil sein (T. ZUNA-KRATKY mündl.). Im ackerbaudominierten Laaer Becken hingegen, wo seit 1991/92 Mittwinterzählungen durchgeführt werden, wurden 1995 (also mit dem EU-Beitritt) geförderte Brachen eingeführt; seither wurden etwa doppelt so hohe Bestände der Kornweihe festgestellt als in den Jahren zuvor; parallele Entwicklungen in ähnlichem Ausmaß zeichnen sich auch für andere überwinternde Greife (z.B. Mäusebussard,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Turmfalke) ab (LABER et al. in Vorb.). Eine mit der Entwicklung der Flächenstillegung einhergehende Zunahme der Winterbestände wurde auch für den Mäusebussard in der Sorgeniederung in Deutschland nachgewiesen (LOOFT & KAISER 2003).

Gefährdungsursachen: Gefährdungsszenarien sind aufgrund unzureichender Datenlage schwer zu formulieren, aber die Situation dürfte der anderer Greifvogelarten ähnlich sein. Eine weitere Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere aber der Verlust von Stilllegungen und extensiv genutzter Flächen würde zu einem Rückgang des Beutetierangebots führen und damit eine Verschlechterung der Lebensbedingungen im Winter und am Zug bedeuten. Von der seit Jahren wieder zunehmenden Greifvogelverfolgung geht sicherlich ein immer höheres Gefahrenpotential aus. Auch die zunehmende Verbauung der Landschaft mit Windrädern ist in diesem Zusammenhang zu nennen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Untersuchungen zur Kornweihe, aber auch zu anderen Greifen und überwinternden Vogelarten, wurden im Winter 2002/2003 im Rahmen der Evaluierung des ÖPUL durchgeführt (FRÜHAUF & BIERINGER 2004); die Ergebnisse bzw. Empfehlungen dieser Studie sollten umgehend umgesetzt werden. Für die Kornweihe zählt hierzu die ausreichende Bereitstellung von Stilllegungsflächen – auch auf ertragreicheren Böden – als für den Überwinterungsbestand in Österreich ausschlaggebende Maßnahme; Maßnahmen zur Förderung von über den Winter erhaltenen Stoppelfeldern, geeignete (!) Winterbegrünungen, Erhaltung und v.a. auch Pflege von Feuchtwiesen, die Erhaltung bestimmter Landschaftselemente sowie weitere Maßnahmen zur Extensivierung der Landwirtschaft können ebenfalls einen großen Beitrag leisten und kommen auch anderen Greifen und überwinternden Vogelarten zugute (FRÜHAUF & BIERINGER 2004). Geeignet zur Umsetzung dieser Maßnahmen sind die agrarpolitischen Förderinstrumente der EU wie die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL. Eine besser mit dem Naturschutz koordinierte Planung von Windkraftanlagen reduziert mögliche Verluste. Schließlich ist die Einstellung der Greifvogelverfolgungen zu fordern.

26.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Kornweihe ist schwer einzuschätzen, aber es ist davon auszugehen, dass Österreich keine besondere Verantwortung für den Bestands dieser Art trägt.

26.1.9 Kartierung

Die Erfassung der Überwinterungs- und Durchzugsbestände erfolgt am effizientesten mit in Bezug auf geographische Teilräume repräsentativen und standardisierten Streckenzählungen in Acker- und Wiesenlandschaften; BIERINGER & LABER (1999) geben Empfehlungen dazu. Durch Zählungen an Gemeinschaftsschlafplätzen erhält man für manche Gebiete ebenfalls gute Bestandswerte (LABER 2003).

26.1.10 Wissenslücken

Das Wissen über den Bestand im Winter bzw. während des Durchzugs ist sehr fragmentarisch. Wegen stärkerer Schwankungen ist ein regelmäßiges Monitoring anzustreben. Eine zusammenfassende Ausarbeitung bereits vorhandener Daten wäre wünschenswert. Darüber hinaus ist eine genauere Analyse der Habitatnutzung in Bezug zur landwirtschaftlichen Praxis (Anbau, Gestaltung und Pflege von Brachen, andere Extensivierungsmaßnahmen) für die effiziente Ausrichtung von Schutzmaßnahmen erforderlich.

26.1.11 Literatur

ANDRIS, K.; SAUMER, F. & TRILLMICH, F. (1970): Beobachtungen an Schlafplätzen der Kornweihe (*Circus caneus*) in der Oberrheinebene. Vogelwelt 91: 184-191.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

AUBRECHT, G., BRADER, M. (1997): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich, Sonderband.

BIERINGER, G. & J. LABER (1999): Erste Ergebnisse von Greifvogelzählungen im pannonischen Raum. Egretta 42: 30-39.

CLARKE, R.; COMBRIDGE, M. & COMBRIDGE, P. (1997): A comparison of the feeding ecology of wintering Hen Harriers *Circus cyaneus* centred on two heathland areas in England. Ibis 139: 4-18.

FRÜHAUF, J. & G. BIERINGER (2004): Der Einfluss von ÖPUL 2000 auf die winterliche Raumnutzung von Greifvögeln und anderen Vogelarten in der Ackerbauregion Ostösterreichs. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

JANES, S. E. (1985): Habitat selection in raptorial birds. Pp. 159-188 in: Cody, M. (1985): Habitat selection in birds. Academic press..

LABER, J. (1995): Zum Wintervorkommen der Kornweihe (*Circus cyaneus*) im Seewinkel/Burgenland. Egretta 38: 13-21.

LOOFT, V. & KAISER, J. (2003): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) – ein Nutznießer der EU-Flächenstilllegung? Corax 19: 203-215.

MAUREL, C. & POUSTOMIS, S. (2001): L'étude de l'alimentation au nid des jeunes Busards Saint-Martin *Circus cyaneus* et cendrés *Circus pygargus* par suivi vidéo. Alauda 69: 239-254.

PRESTON, C. R. (1990): Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. Condor 92: 107-112.

RAPTOR GROUP RUG/RIJP (1982): Timing of vole hunting in aerial predators. Mammal Rev. 12: 169-181.

RICE, W. R. (1982): Acoustical location of prey by the Marsh Hawk: adaptation to concealed prey. Auk 99: 403-413.

RUDOLF V. ÖSTERREICH & BREHM, A. (1879): Ornithologische Beobachtungen in den Auwäldern der Donau bei Wien. J. Orn. 27: 97-129.

SACKL, P. & O. SAMWALD (1994): Netzstreckenzählungen zur Ermittlung der Winterbestände von Greifvögeln und Krähen in ausgewählten Talräumen des Oststeirischen Hügellandes 1989-1994. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 5: 120-124.

SAMWALD, O. & F. SAMWALD (1993): Greifvogel-Winterbestände im Südburgenland 1983-1993. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 4: 52-55.

SCHIPPER, W.J.A. (1977): Hunting in three European harriers (*Circus*) during the breeding season. Ardea 65: 53-72.

SONERUD, G. A. (1986): Effect of snow cover on seasonal changes in diet, habitat, and regional distribution of raptors that prey on small mammals in boreal zones of Fennoscandia. Holarctic Ecology 9: 33-47.

WASSENICH, V. (1968): Durchzug und Überwinterung der Kornweihe (*Circus cyaneus*). Regulus 48: 214-225.

ZUNA-KRATKY, T. & A. KÜRTHY (1999): Mehrjährige Greifvogelerhebung in den unteren March-Thaya-Auen im ostösterreichisch-slowakischen Grenzgebiet. Egretta 42: 17-29.

ZWICKER, E. & HERB, B. (1989): Untersuchungen zum Naturraumpotential der Parndofer Platte und eines Abschnitts der Leithaniederungen. Vögel. Gutachten im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung. Eisenstadt. 61 pp.

26.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Kornweihen nutzen weitläufige Aktionsräume. Eine Unterscheidung von Einzelvorkommen und Gebietsebene ist daher weder sinnvoll noch möglich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

26.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

26.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Anteil an Brachen[20]	Der Anteil an Brachen liegt über 20 % der Fläche	Der Anteil an Brachen liegt bei 10-20 % der Fläche	Der Anteil an Brachen liegt unter 10 % der Fläche
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

26.3 Bewertungsanleitung

26.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

26.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Indikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ und „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Einer oder beide Indikatoren „C“, außer wenn Populationsindikator „A“

[20] Die Werte wurden dem aktuell vorherrschenden Brachenanteil angepasst. Die Werte sollten noch einer Überprüfung unterzogen werden

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

27 A084 *CIRCUS PYGARGUS*

27.1 Schutzobjektsteckbrief

27.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Wiesenweihe

Englisch: Montagu's Harrier, Französisch: Busard cendré, Italienisch: Albanella minore, Spanisch: Aguilucho cenizo

27.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Typisches Weihenflugbild mit langem Schwanz schlanken v-förmig gehaltenen Flügeln. Im Gegensatz zur ähnlich gefärbten Kornweihe *Cygnus cyaneus* ist der Flügel deutlich schmäler, wodurch der Schwanz noch länger wirkt. Männchen auf Mantel und Decken oberseits dunkelgrau. Brust und Vorderbauch ausgedehnt grau. Die männliche Wiesenweihe kann von der Kornweihe durch die schwarzer Flügelbinde, die von oben und von unten sichtbar ist, unterschieden werden. Die Flügeldecken weisen beim Männchen auf der Unterseite eine kastanienbraune Querbänderung auf. Das Weibchen ist der Kornweihe deutlich ähnlicher, aber durch Gestalt, dunkles Band auf den großen Armdecken und kastanienbraune Bänderung der Unterflügeldecken und Achseln unterscheidbar. Die Jungvögel sind ähnlich wie Weibchen gefärbt, aber mit auffällig rostroter Färbung der Unterseite.

27.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Normalerweise sind Wiesenweihen monogam, es gibt aber auch Beobachtungen von Bigamie und seltener Polyandrie (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Gegenüber der Kornweihe neigen Wiesenweihen zur Brut- wie auch zur Zugzeit eher zu Geselligkeit. Horstkonzentrationen und gemeinsames Übernachten sind bekannt, wobei auch Feinde gemeinsam vertrieben werden. Soziales Jagen kann, wie bei Jungvögeln nachgewiesen, auch zu einem höheren Jagderfolg führen. Der höhere Jagderfolg ist aber nicht auf Kooperationen zwischen den Individuen zurückzuführen, sondern auf das Erlernen von erfolgreichen Jagmethoden von Artgenossen (KITOVSKI 2003).

Fortpflanzung: Der Großteil der Weibchen wird gegen Ende des zweiten. Kalenderjahres, der Großteil der Männchen hingegen erst im dritten. Kalenderjahr geschlechtsreif (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Das Nest wird am Boden angebracht. An feuchten Stellen werden Horste höher angelegt, und können sich bis 50 cm über dem Boden befinden. In der Kulturlandschaft werden Wintergetreidefelder als Horstplätze bevorzugt, wobei Gerste der Brutphänologie der Wiesenweihe am ehesten entgegenkommt (SCHIPPER 1978, MILLION et al. 2002). Die Wahl des Brutplatzes ist abhängig von Höhe des Getreides bei der Eiablage (MILLION et al. 2002). Die Gelegegröße liegt meist bei 3-5 Eiern, seltener sind Gelege mit zwei bzw. sechs Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So wurden in der Champagne-Ardenne-Region (Nordfrankreich) für den Zeitraum 1993-2000 3,65 (± 1,01) Eier/Nest festgestellt (MILLION et al. 2002). Ähnliche Werte wurden mit 3,37 (± 1,00) Eiern/Nest auf landwirtschaftlichen Flächen im Südwesten Spaniens für 43 Bruten in den Jahren 1991 und 1992 erhoben (CORBACHO & SÁNCHEZ 2000). In Nordmähren lag die mittlere Anzahl der Eier pro Gelege für 37 Nester in den Jahren 1978-2000 bei 3,41 (SUCHÝ 2003). Die Hauptlegezeit in Mitteleuropa reicht von Mitte bis Ende Mai, wobei Gelege z.T. erst im Juni vollständig sind. Die Eier werden 28-30 Tage bebrütet, nach weiteren 28 Tagen sind die Jungen flugfähig.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrung und Nahrungssuche: Die Wiesenweihe ist als Opportunist in ihrer Beutewahl einzustufen (ARROYO 1997). Die Beutezusammensetzung wird sowohl vom Angebot als auch von der Konkurrenz zu den anderen größeren Verwandten - der Kornweihe *Circus cyaneus* und der Rohrweihe *Circus aeruginosus* - bestimmt. Gegenüber den beiden anderen Arten sind die Beutetiere durchschnittlich kleiner (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So ist der Anteil an Insekten und Eidechsen während der Jungenaufzucht höher als bei den beiden anderen Arten (MAUREL & POUSTOMIS 2001). Während der Aufzuchtszeit erreichen Vögel und Kleinsäuger aber den höchsten Biomasseanteil (MAUREL & POUSTOMIS 2001, GÖTZ 2002, MILLION et al. 2002).

Wiesenweihen jagen wie andere Weihenarten in einem niederem Suchflug über dem Boden. Ein beträchtlicher Teil der Beute wird dabei überrascht und erbeutet (SCHIPPER 1977, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Überraschungseffekt wird aber seltener eingesetzt als bei der Kornweihe. Die Beute kann aber auch über mehr oder weniger lange Strecken verfolgt werden.

27.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Wiesenweihe ist ein Bewohner offener Landschaften von Mooren über Steppengebiete bis ins Kulturland. Die Art bevorzugt sie bei Wahlmöglichkeit feuchte Habitate, wie Flusstäler, Verlandungsgesellschaften oder Moore (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In den letzten Jahrzehnten kam es aufgrund von Umstellungen in der Landwirtschaft in vielen Vorkommensgebieten zu einem Wechsel des Bruthabitats von natürlichen Habitaten zu Kulturland, insbesondere Bruten in Getreidefeldern nahmen deutlich zu (KURZWEIL 1991, BERG & SACKL 1993, ARROYO 1996, ARROY et al. 2002, MILLON et al. 2002, MRLÍK et al. 2002).

27.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Eine ausgesprochen lange Datenreihe zu Bruterfolg liegt aus Tschechien vor (MRLÍK et al. 2002). So lag die Reproduktionsrate zwischen 1929-2001 für 80 Bruten bei 1,5 ausgeflogenen Jungen/angefangener Brut. In Teilbereichen kann der Bruterfolg aber deutlich darunter liegen. So stellte SUCHÝ (2003) in den Jahren 1978-2000 in Nordmähren einen Bruterfolg von 1,12 ausgeflogenen Jungen/Nest (n=67) fest. Im Südwesten Spaniens wurden auf landwirtschaftlichen Flächen mit 1,30 (± 1,42) ähnliche Werte für 50 Bruten erhoben (CORBACHO & SÁNCHEZ 2000). Aus Österreich liegt eine Studie aus dem Marchfeld/Niederösterreich vor (KURZWEIL 1991). Hier flogen in den Jahren 1989-1991 1,8 Junge pro Nest aus. Ein deutlich höherer Bruterfolg wurde in den Jahren 1993-2000 mit 3,12 (± 1,05) ausgeflogenen Jungen/Nest in der Champagne-Ardenne-Region (Nordfrankreich) festgestellt, wobei hier intensive Nestsicherungsmaßnahmen durchgeführt wurden (MILLION et al. 2002). Der Bruterfolg wird wie bei vielen anderen Greifvogelarten vom Nahrungsangebot beeinflusst (ARROYO 1998). Aber auch die Witterung hat einen maßgeblichen Einfluss auf den Bruterfolg. So ist der Reproduktionserfolg mit der Regenmenge negativ korreliert (SCHIPPER 1978). Das Datum der Eiablage hingegen zeigt einen deutlichen Zusammenhang mit der Temperatur. So erfolgte die Eiablage in den Niederlanden erst nach dem 26. April, und zwar nur an jenen Tagen, an denen die mittlere Temperatur 9°C überschritt. Danach sollte die Temperatur noch zwei weitere Tage ansteigen und erst am vierten Tag darf die Temperatur fallen, wobei nur Temperaturunterschiede bis maximal 25 % toleriert werden (SCHIPPER 1978). Später Brutbeginn führt aber zu hohen Verlusten durch Mahd und Ernte (vgl. MILLION et al. 2002, SCHLAPP & LOSSOW 2002). Mahd und Ernte zählen daher in viele Ländern Europas zu den wesentlichen Gefährdungsfaktoren.

Die Dichte der Horste ist sehr variabel, wobei Nester ausgesprochen eng nebeneinander liegen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Minimale Nestabstände zwischen 10-60 m sind nachgewiesen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, MRLÍK et al. 2002). Es gibt nur wenige Studien zur Größe des Aktionsraumes. Die meisten beruhen auf Sichtbeobachtungen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

und unterschätzen, wie SALAMOLARD (1997) feststellte, die Größe des Aktionsraumes beträchtlich. In derselben Studie wurde in Deux-Sèvres und Rochefort (Frankreich) basierend auf Telemetrie ein Aktionsraum von 1.423 (± 647,4) ha und eine maximale Entfernung bei der Jagd von 5,0 (± 1,0) km erhoben.

Wanderungen: Die Wiesenweihe ist ein Zugvogel, dessen Winterquartier vom Südrand der Sahara bis nach Südwestafrika und Kapland, vom Irak bis nach Nordindien und Ceylon reicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Durchzug durch Österreich erreicht im August seinen Höhepunkt, einzelne Exemplare können aber bis weit in den Herbst hinein beobachtet werden. Der Frühlingszug kann Anfang April beginnen und erreicht seinen Höhepunkt Ende April/Anfang Mai (ZUNA-KRATKY & PFIFFINGER 2001).

27.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Areal der Wiesenweihe ist auf die SW-Paläarktis beschränkt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Südwestlich sind die ersten Brutvorkommen in Marokko und Algerien zu finden. Das disjunkte Brutvorkommen erstreckt sich über ganz Europa bis in die Ukraine, Weißrussland und Russland.

Europa: In Europa ist die Art von Spanien, Frankreich und Italien bis nach Ungarn, Rumänien und Nordgriechenland verbreitet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Im Norden erstreckt sich das Brutareal bis nach Dänemark, wobei es kleine Populationen in Schweden, Finnland und Großbritannien gibt. Die bedeutendsten Vorkommen sind in Russland, Spanien und Frankreich zu finden.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 7.500-11.500 Brutpaare.

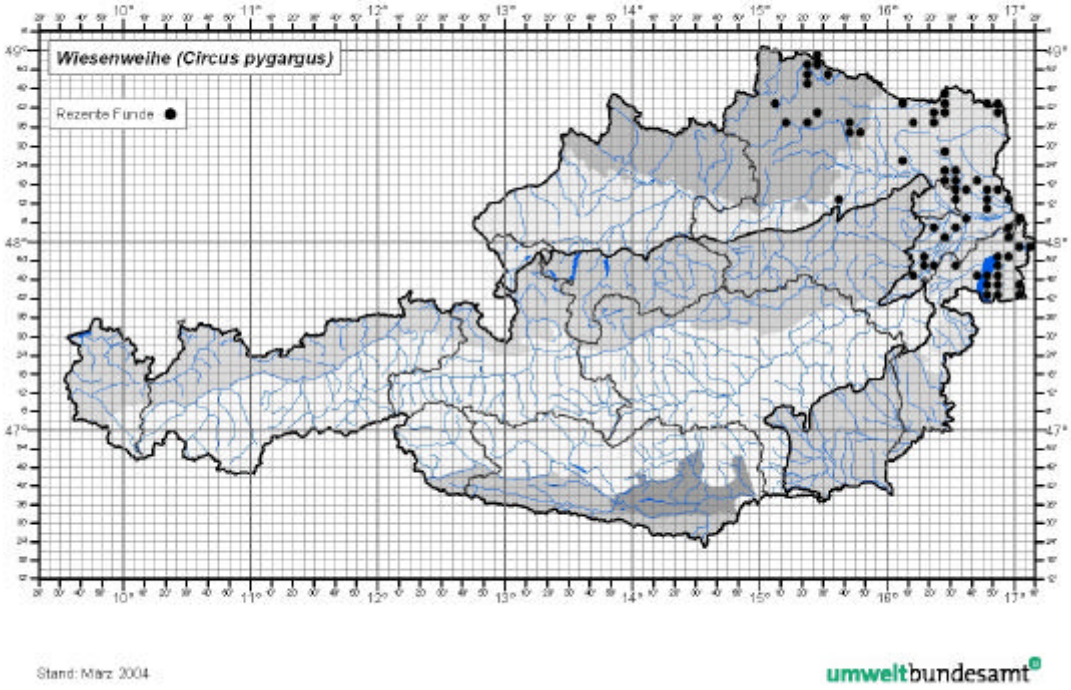
Tabelle: Brutbestand der Wiesenweihe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	15-25	1998-2002
Dänemark	35-50	1993-1996
Deutschland	155-168	1996
Finnland	2-5	1990-1995
Frankreich	2.500-5.000	1998
Griechenland	5-10	-
Großbritannien	7-7	1995
Italien	200-350	1988-1997
Luxemburg	0-2	-
Niederlande	20-30	1996
Portugal	900-1.200	1993
Schweden	50-70	1996
Spanien	3.647-4.632	1993-1994

Österreich/Verbreitung: Die Wiesenweihe ist in Österreich ein nur lokal vorkommender, stark bedrohter Brutvogel der feuchten Niederungsgebiete Ostösterreichs (DVORAK et al. 1993). Wie in anderen Bereichen Europas siedelt sich die Art in den letzten Jahrzehnten verstärkt in der Agrarlandschaft an (KURZWEIL 1991, BERG & SACKL 1993).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland*: Das gegenwärtig wohl stabilste Vorkommen befindet sich im Neusiedler See Gebiet mit 2-5 Brutpaaren im Seewinkel und 1-3 Paaren im Hanság (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Weitere 1-2 Paare brüten auf der Parndorfer Platte, zeitweise bestand Mitte/Ende der 1990er Jahre ein weiteres Vorkommen im nordwestlichen Heideboden westlich von Pama (H.-M. BERG ABÖ). *Niederösterreich*: In Niederösterreich war die Wiesenweihe vor der Regulierung ein regelmäßiger Brutvogel der Donau-Auen, der spätestens in den 1950er Jahren aus den Gebieten nahe der Donau verschwand. Zur Zeit gibt es kleine, z.T. unbeständige Vorkommen im Marchfeld, im Wiener Becken (Steinfeld, Feuchte Ebene), im Bereich des unteren Kamptales, im westlichen Weinviertel und im nördlichen Waldviertel (BERG 1997, SACHSLEHNER 2004). Aktuelle Zahlen sind aus dem nördlichen Waldviertel bekannt, welches zu den zentralen Vorkommensgebieten in ganz Österreich zählt (SACHSLEHNER et al. 2003, SACHSLEHNER 2004). Hier wurden maximal 7-11 Brutpaare mit Konzentrationen im Bezirk Waidhofen/Thaya gefunden. Im Unteren Kamptal brüteten in den letzten Jahren 1-6 Paare (F. GUBI ABÖ), im westlichen Weinviertel 1-2 Paare (ABÖ).



27.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/secure, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die Art hat unter den Regulierungen von Tieflandflüssen und der Trockenlegungen von Feuchtwiesen und Mooren im letzten Jahrhundert stark gelitten (DVORAK et al. 1993, BERG 1997). So wurde der österreichische Bestand der Wiesenweihe Ende der 1980er/Anfang der 1990er Jahre auf nur 10-15 Paare geschätzt (GAMAUF 1992). Darauffolgend kam es zu einer vermutlichen Zunahme des Bestandes auf etwa 15-25 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Diese höhere Bestandsangabe kann nicht alleine auf

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

eine verstärkte Beobachtungstätigkeit zurückgeführt werden, sondern die Ursachen liegen vermutlich in verstärkten Schutzmaßnahmen wie Horstsicherung in manchen Vorkommensgebieten, in der Zunahme der Stilllegungsflächen und im verstärkten Populationsdruck aus den östlichen Europa aufgrund von Umstrukturierungen in der Landwirtschaft (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Die zur Zeit stärkste Gefährdung der Wiesenweihe geht von der Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung aus, da ein Großteil der Population auf Agrarflächen, insbesondere Getreideflächen brütet. Da der Bruterfolg der Art vom Nahrungsangebot abhängig ist (ARROYO 1998), würde eine Intensivierung der Landwirtschaft und der Verlust extensiv genutzter Flächen und Stilllegungen zu einem Rückgang der Beutetiere führen und damit eine Gefährdung eines Großteils der österreichischen Population bedeuten (ARROYO et al. 2002, FRÜHAUF 2005). Die Trockenlegung von Feuchtflächen wie auch die noch immer stattfindende Verbauung führt zu Verlust von wichtigen natürlichen Lebensräumen, die einem besonderem Schutz bedürfen (ARROYO & BRETAGNOLLE 2000). Zur Zeit stellt für die Ackerbrüter die Getreideernte einen maßgeblichen Gefährdungsfaktor für die Jungvögel dar. So würden in Frankreich und Spanien bis zu 50 % der Jungvögel der Getreideernte zum Opfer fallen, falls keine Schutzmassnahmen zur Sicherung der Brutplätze durchgeführt würden (SCHLAPP & LOSSOW 2002). In manchen Gebieten können die Verluste sogar bis 90 % der Gelege treffen (MILLION et al. 2002). Nach MRLÍK et al. (2002) führt in Tschechien menschlicher Einfluss zu einem Verlust von 30 % der Gelege. Gelegeverluste kommen durch die Zerstörung von Eiern oder Tötung der Jungen durch Erntemaschinen oder durch das Töten der oder zumindest eines der Elterntiere durch Abschuss zustande. Die zunehmende Greifvogelverfolgung gibt auch in Österreich Anlass zur Sorge (FRÜHAUF 2005).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Obwohl die Horstsicherung zu Erfolgen führt (vgl. MILLION et al. 2002), ist der Sicherung des Bruthabitats gegenüber der Horstsicherung der Vorzug zu geben, da damit längerfristige, nachhaltige Effekte zu erwarten sind (ARROYO et al. 2002). Zu diesen Maßnahmen zählt in bekannten Brutgebieten die Förderung von Stillegungen und des extensiven Ackerbaus mit abwechslungsreichen Zwischenstrukturen und eine Anpassung der Getreideeinbringung an die Brutökologie der Wiesenweihe. Eine ausführliche Darstellungen der Sicherung von Brutplätzen findet sich in REITER (1997). Da gerade Ackerbruten eine ökologische Falle darstellen können, kommt der Förderung von Brutvorkommen in natürlichen Habitaten wie Feuchtwiesen (Hanság, Zitzmannsdorfer Wiesen) eine besondere Bedeutung zu (ARROYO & BRETAGNOLLE 2000). So kommt der Erhaltung reliktärer Feuchtwiesenbereiche insbesondere im Weinviertel, die zunehmend der Sukzession ausgesetzt sind, hohe Bedeutung zu (BERG 1993). Erfolgversprechend wäre auch die Anlage von Feuchtbrachen in (wieder)vernässten Senken zur Schaffung eines erweiterten Brutplatz-Angebots. Weiters ist die Einstellung der Greifvogelverfolgung zu fordern, insbesondere aufgrund der geringen Populationsgröße der Art. Wichtig ist die Entwicklung eines gezielten Artenschutzprogramms, um der Wiesenweihe langfristig zu helfen.

27.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) kommt Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Wiesenweihe keine besondere Bedeutung zu.

27.1.9 Kartierung

Eine großflächige Erhebung des Wiesenweihenbestands ist ausgesprochen aufwändig. Agrarflächen müssen ab Anfang Mai systematisch nach jagenden Wiesenweihen abgesucht werden. Balzende Individuen sind ein deutlicher Hinweis auf mögliche Brutvorkommen. Weihen, die häufig an derselben Stelle landen, lassen auf ein Nest schließen. Wichtig ist es, zusätzliche Informationen, die durch Zufallsbeobachtungen vorliegen, mit einzubeziehen, um Hinweise auf mögliche Brutplätze zu erhalten.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

27.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der schweren Erfassbarkeit und geringen Ortstreue der Art und einem fehlenden Artenschutzprojekt ist nur wenig über den Bestand und die Verbreitung der Wiesenweihe bekannt. Insbesondere Daten zu Populationsökologie und -dynamik wie Bruterfolg, Habitatansprüche oder Nahrungswahl fehlen mit wenigen Ausnahmen fast gänzlich (vgl. KURZWEIL 1991). Ein Monitoring der Bestandsentwicklung und die Durchführung populationsökologischer Studien (inklusive einer Klärung der Nistplatzökologie) sind für die Etablierung eines erfolgreichen Artenschutzprogramms von essentieller Bedeutung.

27.1.11 Literatur

ARROYO, B. (1996): Reproductive success of Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) and Hen Harrier (*Circus cyaneus*) in agricultural habitats. In: MUNTANER, J. & MAYOL, J. (Hrsg.): Biology and conservation of Mediterranean raptors. Monografias SEO / BirdLife 4:459-463 : .

ARROYO, B.E. (1997): Diet of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in central Spain: analysis of temporal and geographical variation. Ibis 139: 664-672.

ARROYO, B.E. (1998): Effect of diet on the reproductive success of Montagu's Harrier *Circus pygargus*. Ibis 140: 690-692.

ARROYO, B.E. & BRETAGNOLLE, V. (2000): Evaluating the long-term effectiveness of conservation practices in Montag's Harrier *Circus pygargus*. In: CHANCELLOR, R.D. & MEYBURG, B.-U. (Hrsg.): Raptors at risk. WWGBP/Hancock House: 403-408.

ARROYO, B.; GARCIA, J.T. & BRETAGNOLLE, V. (2002): Conservation of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in agricultural areas. Orn. Anz. 41: 119-134.

BERG, H.-M. (1993): Status, Verbreitung und Gefährdung von Wiesenvögeln in Niederösterreich. Vogelschutz in Österreich 8: 3-16.

BERG, H.-M. & SACKL, P. (1993): Zum Brutstatus der Wiesenweihe (*Circus pygarus*) im Waldviertel, Niederösterreich. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 4: 10-12.

CORBACHO, C. & SÁNCHEZ, J.M. (2000): Clutch size and egg size in the breeding strategy of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in a Mediterranean area. Bird Study 47: 245-248.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GAMAUF, A. (1992) Status und Verbreitung der Greifvögel in Österreich. Egretta 35: 82-84.

GÖTZ, S. (2002): Brut- und Ernährungsbiologie der Wiesenweihe *Circus pygargus* in den Mainfränkischen Platten. Orn. Anz. 41: 93-108.

KITOWSKI, I. (2003): Differences between social and non-social hunting of juvenile Montagu's Harriers *Circus pygargus* in the post-fledging dependence period. Orn. Anz. 42: 147-152.

KURZWEIL, J. (1991): Regionales Brutvorkommen der Wiesenweihe (*Circus pygargus*) im Marchfeld. Bericht WWF Eulen- und Greifvogelstation, Fuchsenbigl. 10 pp.

MAUREL, C. & POUSTOMIS, S. (2001): L'étude de l'alimentation au nid des jeunes Busards Saint-Martin *Circus cyaneus* et cendrés *Circus pygargus* par suivi vidéo. Alauda 69: 239-254.

MILLON, A.; BOURRIOUX, J.-L.; RIOLS, C. & BRETAGNOLLE, V. (2002): Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. Ibis 144: 94-105.

MRLÍK, V.; HRUSKA, J.; POPRACH, K.; SUCHÝ, O.; VESELÝ, J. & ZÁVALSKÝ, O. (2002): Breeding distribution, population size, dynamics, ecology and protection of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in the Czech Republic. Orn. Anz. 41: 175-182.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

REITER, A.S. (1997): Die Wiesenweihe als Getreidebrüter – Möglichkeiten einer Kooperation zwischen Naturschutz, Jagd- und Landwirtschaft sowie Empfehlungen zum Schutz der Jungvögel. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 8: 108-112.

SACHSLEHNER, L. (2004): Offenland nördliches Waldviertel. Schutzmaßnahmen im Offenland des nördlichen Waldviertels mit spezieller Berücksichtigung der Wiesenweihe. Saison 2003. Bericht a. d. Amt der Niederösterr. Landesregierung. Forschungsgemeinschaft Wilhelminenberg. Stockerau. 27 pp.

SACHSLEHNER, L.; SCHMALZER, A.; PROBST; R.; SCHMID; R.; EISNER, J. & TRAUTMANNSDORF, J. (2003): Artenschutzprogramm Raubwürger 2002: Bestandsmonitoring in Österreich & Waldviertler Kleinschlägigkeit & Biotopverbund nördliches Mühlviertel. Unpubl. Bericht, Forschungsgemeinschaft Wilhelminenberg, Stockerau. 41 pp.

SCHIPPER, W.J.A. (1977): Hunting in three European harriers (*Circus*) during the breeding season. Ardea 65: 53-72.

SCHIPPER, W.J.A. (1978): A comparison of breeding ecology in the three European harriers (Circus). Ardea 66: 77-102.

SCHLAPP, G. & LOSSOW, G. V. (2002): Ergebnisse des „Europäischen Workshops zum Schutz der Wiesenweihe *Circus pgyargus*“. Orn. Anz. 207-208.

SUCHÝ, O. (2003): Development of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) population in Unicov region in 1978-2000. Buteo 13: 53-60 (in Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).

ZUNA-KRATKY, T. & PFIFFINGER, G. (2001): Zur Ankunft der Zugvögel in Ostösterreich 1991-2000. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 12: 4-6.

27.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Wiesenweihen nutzen weitläufige Aktionsräume. Eine Unterscheidung von Einzelvorkommen und Gebietsebene ist daher weder sinnvoll noch möglich.

27.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

27.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Anteil an Brachen[21]	Der Anteil an Brachen liegt über 20 % der Fläche	Der Anteil an Brachen liegt bei 10-20 % der Fläche	Der Anteil an Brachen liegt unter 10 % der Fläche
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (± 20 %) oder nimmt um 21-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg[22]	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 1,8	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 1,2-1,8	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 1,2

[21] Die Werte wurden dem aktuell vorherrschenden Brachenanteil angepasst. Die Werte sollten noch einer Überprüfung unterzogen werden

[22] Es wurden für die Dichteangaben aus der Literatur Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Aussagen über Bruterfolg sollten erst nach einem etwa

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

27.3 Bewertungsanleitung

27.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

27.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“, Habitatindikator nicht „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ und „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Beide Populationsindikatoren „C“., ein Populationsindikator „C“, keiner der beiden anderen Indikatoren „A“

fünfjährigen Monitoring erfolgen. Die angeführten Werte wurden nur wenigen vergleichbaren Publikationen entnommen und sollten noch einer Überprüfung unterliegen. Der Bruterfolg wird neben der Nahrungsverfügbarkeit wesentlich durch den Schutz der Brutplätze bestimmt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

28 A403 *BUTEO RUFINUS*

28.1 Schutzobjektsteckbrief

28.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Adlerbussard

Englisch: Long-legged Buzzard, Französisch: Buse féroce, Italienisch: Poiana codabianca, Spanisch: Busardo moro

28.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Etwas größer und langflügeliger als der Mäusebussard. Rötliche Körperfärbung - Kopf und Brust heller als Bauch. Schwingen weiß mit schwarzem (Altvogel) oder dunklem (Jungvogel) Hinterrand. Dunkler Bugfleck am Unterflügel, der auch oberseits angedeutet ist. Schwanz rostrot und ungebändert. Jungvogel hat gräuliche Schwanzfärbung und weist Bänderung auf. Manche Jungvögel haben eine zur Basis hinaufgehellte rostrote Färbung am Schwanz.

28.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Adlerbussarde treten meist einzeln auf, in der Nachbrutzeit bleiben die Familien aber eine zeitlang zusammen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Fortpflanzung: Der Adlerbussard brütet hauptsächlich in niederen Felswänden oder -hügeln mit ausreichender Aussicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Neben felsigen Standorten werden Horste auch in Büschen oder auf Bäumen angelegt (DUDÁS et al. 1993, URBÁN et al. 1998). Während im südlichen Teil des Areals die Brutperiode Ende März beginnt, findet die Eiablage am Balkan erst Anfang April und in Ungarn Mitte bis Ende April statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, DUDÁS et al. 1993, URBÁN et al. 1998). Der Bruterfolg ist wahrscheinlich vom Nahrungsangebot abhängig, jedoch fehlen genaue Untersuchungen und ausführliches Datenmaterial zu Bruterfolg und zu den die Reproduktion beeinflussenden Faktoren.

Nahrung und Nahrungssuche: Die Hauptnahrung des Adlerbussards stellen kleine bis mittelgroße Säuger dar (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Das Spektrum reicht von Wühlmäusen *Microtus* bis zu Zieseln *Citellus sp.* und Hamstern *Cricetus cricetus*. Der Anteil an Reptilien spielt eine untergeordnete Rolle, Vögel sind unbedeutend. Im Hochsommer und Herbst gewinnen Heuschrecken an Bedeutung, im Winter wird auch Aas angenommen.

Die Beute wird im Kreisen oder von einer Warte aus entdeckt und dann im Stoßflug erbeutet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Jagd zu Fuß nach Heuschrecken ist nachgewiesen und dürfte häufiger auftreten als beim Mäusebussard (STERBETZ 1960 in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

28.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Adlerbussard ist ein Bewohner offener Landschaften, insbesondere von Steppen und Halbwüsten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Bei ausreichendem Nahrungsangebot an Nagern dringt die Art auch in Wüstengebiete vor. An sich kommt die Art in tieferen Lagen vor, steigt aber nach der Brutzeit in Armenien bis 3.200 m und im Pamir sogar bis 4.000 m Höhe auf. In Kleinasien ist der Adlerbussard neben den waldlosen Steppengebieten auch in geringer Dichte in Kiefern- und Eichenwäldern zu finden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

28.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Über Populationsdynamik und -ökologie ist nur wenig bekannt. Die Siedlungsdichte dürfte vom Nahrungsangebot abhängig sein und zum Teil von Jahr zu Jahr stark schwanken (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So wurde in der Karakum-Wüste (Turkmenien) in einer Saison 5-6 Horste, zwei Jahre später im selben Gebiet nur mehr ein Nest gefunden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Wanderungen: Adlerbussarde sind Zugvögel, deren Überwinterungsgebiet von Kirgisien, Usbekistan, Turkmenien, Türkei und Griechenland bis nach Indien, den Mittleren Osten, die Arabische Halbinsel und die Sahelzone reicht. Vereinzelte Exemplare ziehen bis Kenia oder Sambia. Dispersionen nach Mitteleuropa ist seit langem bekannt, seit Mitte des 20. Jahrhunderts tritt der Adlerbussard aber verstärkt auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

28.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Adlerbussard besiedelt südpaläarktische Trockengebiete wie Waldsteppen, Wüsten und Halbwüsten von Marokko bis in die Mongolei (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Europa: Der Adlerbussard ist ein seltener Brutvogel Südosteuropas (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Art brütet in Griechenland, Bulgarien, Albanien, Rumänien, der Türkei, in Russland, der Ukraine und seit Anfang der 1990er Jahre in Ungarn. Ein Vorkommen im ehemaligen Jugoslawien wird vermutet.

Europäische Union: In der Europäischen Union besteht zur Zeit kein Brutvorkommen des Adlerbussards.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Seit Mitte des 19. Jahrhunderts sind Nachweise aus Österreich bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Mitte der 1980er Jahre kam es in Salzburg zu einer Serie von bemerkenswerten Übersommerungen (RANNER et al. 1995). Gleichzeitig mit einem verstärkten Auftreten des Adlerbussards in Ungarn und den ersten Bruten Anfang der 1990er Jahre (DUDÁS et al. 1993), erschien die Art auch in Österreich häufiger und ist nun als regelmäßiger Gast der offenen Landschaften Ostösterreichs einzustufen. In den Jahren 1980-2000 gelangen 29 Nachweise des Adlerbussards in Österreich (LABER & RANNER 1997, RANNER 2002).

28.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/endangered, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Das Auftreten des Adlerbussards in Österreich hat sich gegenüber früherer Jahrzehnte ab den 1990er Jahren deutlich verstärkt. So wurden in den Jahren 1980-1990 acht Beobachtungen von sieben Individuen dokumentiert (RANNER et al. 1995), 1991-2000 hingegen 29 Beobachtungen von 26 Individuen (LABER & RANNER 1997, RANNER 2002 + 2003).

Gefährdungsursachen: Angesichts der kleinen Zahlen, die in Österreich auftreten, können keine konkreten Gefährdungsfaktoren mit dem Vorkommen der Art in Verbindung gebracht werden. Eine Gefährdung durch menschliche Verfolgung wie Abschüsse oder Giftköder kann nicht ausgeschlossen werden.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Angesichts der wenigen Individuen, die in Österreich auftreten, erscheinen spezielle Schutzmaßnahmen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nicht notwendig. Maßnahmen, die auf Arten mit ähnlichen Ansprüchen wie Kaiseradler *Aquila heliaca* oder Sakerfalke *Falco cherrug* abzielen, kommen auch dem Adlerbussard entgegen.

28.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich nur in wenigen Exemplaren auftritt, besteht aus internationaler Sicht keine besondere Verantwortlichkeit für deren Erhaltung.

28.1.9 Kartierung

Angesichts der wenigen Individuen, die in Österreich auftreten, sind spezielle Kartierungen nicht notwendig.

28.1.10 Wissenslücken

Das Vorkommen des Adlerbussards in Österreich wurde für die Jahre 1980-1998 in den Berichten der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich dokumentiert (RANNER et al. 1995, LABER & RANNER 1997, RANNER 2002). Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau verfolgt werden.

28.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DUDÁS, M.; KOVÁCS, G. & SÁNDOR, I. (1993): Der Adlerbussard *Buteo rufinus* als mitteleuropäischer Brutvogel in der ungarischen Hortobágy-Pußta. Limicola 7: 141-146.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.; BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 4. Falconiformes. AULA-Verlag. Wiesbaden. 946 pp.

LABER, J. & RANNER, A. (1997): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1991-1995. 2. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 40: 1-44.

MRLÍK, V. & LANDSFELD, B. (2002): The occurrence of Long-Legged Buzzard (*Buteo rufinus*) in parts of Central Europe during 1980-1998 and possible factors for its recent expansion. Egretta 45: 104-114.

RANNER, A. (2002): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1996-1998. 3. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 45: 1-37.

RANNER, A. (2003): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1999-2000. 4. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 45: 109-135.

RANNER, A.; LABER, J. & BERG, H.-M. (1995): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1980-1990. 1. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 38: 59-98.

URBÁN, S.; VASUTA, G. & VINCZE, T. (1998): Nesting of Long-legged Buzzard (*Buteo rufinus*) on Jásukarajenö. Aquila 105-106: 143.

28.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der Tatsache, dass die Art in Österreich nur in sehr geringer Zahl auftritt, können keine Indikatoren für den Günstigen Erhaltungszustand angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

29 A404 *AQUILA HELIACA*

29.1 Schutzobjektsteckbrief

29.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kaiseradler

Englisch: Imperial Eagle, Französisch: Aigle impérial, Italienisch: Aquila imperiale, Spanisch: Aguila imperial oriental

29.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Ähnlich dem Steinadler *Aquila chrysaetos*. Schwanz aber kürzer, Hinterrand des Flügels gerade, nicht s-förmig geschwungen wie beim Steinadler. Altvögel haben schwarzbraunes Gefieder, der Schwanz ist grau mit dunkler Endbinde. Nacken deutlich heller gelb als beim Steinadler. Typischer weißer Schulterfleck. Jugendkleid sandfarben mit Längsstrichelung. Das Immaturkleid ist gefleckt und wird im Laufe der Jahre dunkler.

29.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Zumindest die im oder in näherer Umgebung zum Brutgebiet überwinternden Adler scheinen Dauerehen einzugehen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Außerhalb der Brutzeit können sich mehrere Vögel zusammenschließen bzw. die Gesellschaft von Seeadlern, von deren Nahrungsresten sie fressen, suchen.

Fortpflanzung: Der Horst wird in der Krone großer, alter Bäume angebracht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Es werden 2-3 Eier gelegt. Die Jungen schlüpfen nach etwa 40 Tagen und bleiben etwa zwei Monate im Nest (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Bei gutem Nahrungsangebot können bis zu drei Junge/Brutpaar flügge werden. Die Brutzeit beginnt Ende März/Anfang April und kann bis in den Juli hineinreichen.

Nahrung und Nahrungssuche: Die Hauptnahrung stellt in den meisten Gebieten das Ziesel *Citellus sp. d*ar (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Stellenweise kann der Hamster *Cricetus cricetus* das Ziesel als Hauptbeute ablösen (DANKO & CHAVKO 1995). Das Spektrum reicht von der Feldmaus *Microtus arvalis* bis zu halbwüchsigen Hasen *Lepus europaeus*. Im Burgenland kann der Feldhase bei entsprechendem Angebot lokal als Hauptbeute dienen (A. RANNER mündl.). Vögel, Amphibien und Großinsekten spielen in der Nahrungszusammensetzung meist eine untergeordnete Rolle, dagegen kann Aas im Winter einen hohen Anteil erreichen.

Die Jagdmethode des Kaiseradlers passt sich an das Gelände und der Beute an (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Er kann sowohl nach kreisendem Suchflug auf die Beute hinunterstoßen, aber auch vom Ansitz aus jagen. Kleinere Tiere wie Frösche können auch zu Fuß erbeutet werden.

29.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Kaiseradler ist ein Bewohner offener Landschaften wie Steppengebiete, ausgedehnte Trockenrasenflächen und offenes Kulturland (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Weiters besiedelt die Art Laub- und Mischwälder des Flach- und Hügellandes, wobei dieser Lebensraum z.T. sekundär nach dem Rückzug aus dem Offenland bezogen wurde. Während der Kaiseradler früher in ungestörten Wäldern seinen Horst hatte und auf den vorge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

lagerten Offenlandflächen jagte, kommt es in den letzten Jahren vermehrt zu Bruten in Windschutzgürteln oder kleinen Feldgehölzen (DANKO & CHAVKO 1995, KRIŠTÍN 1999, VÍT´AZ & KANUŠÁK 1999, BAGYURA et al. 2002).

29.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Siedlungsdichte liegt großflächig bei 2-5 Brutpaaren/100 km² (Zusammenstellung in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, VASIC & MISIRLIC 2002). Daten über den Bruterfolg sind nur spärlich vorhanden. Im Gegensatz zum nahverwandten Steinadler, bei dem meist nur ein Jungvogel/Brut aufkommt, zieht der Kaiseradler weit regelmäßiger zwei Junge, in wenigen Fällen sogar drei Junge auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, DANKO & CHAVKO 1995). DANK & CHAVKO (1995) stellten in der Slowakei in den Jahren 1993 und 1994 bei 23 bzw. 24 Brutpaaren einen Bruterfolg von 0,94 flüggen Junge/Brutpaar fest. Für die ungarischen Kaiseradler lag der Bruterfolg in den Jahren 1980-2000 bei 1,11 Jungen/Brutversuch (BAGYURA et al. 2002). Das österreichische Brutpaar brachte in fünf Jahren (1999-2003) vier erfolgreiche Bruten mit insgesamt neun Jungvögel (1,8 pro begonnener Brut) zum Ausfliegen.

Wanderungen: Es ist nur wenig über die Wanderbewegungen des Kaiseradlers bekannt (MEYBURG et al. 1995). Während Altvögel in der Nähe ihres Brutterritoriums bleiben, können Jungvögel z.T. weite Wanderungen durchführen (BAGYURA et al. 2002). In Ungarn beringte junge Kaiseradler wurden in Entfernungen von 269-1.165 km vom Beringungsort wiederentdeckt (Zusammenstellung in MEYBURG et al. 1995). Ein slowakischer Kaiseradler wurde in Eilat/Israel wiedergesehen (DANKO 1995).

29.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Kaiseradler besiedelt lokal Steppengebiete vom Transbaikal bis ins östliche Mitteleuropa (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Auf der Iberischen Halbinsel kommt der nahverwandte Spanische Kaiseradler *Aquila adalberti* vor.

Europa: Der Kaiseradler ist ein seltener Brutvogel der weiten Ebenen und Wälder Ost- und Südosteuropas (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Nach neuesten Schätzungen liegt der europäische Brutbestand des Kaiseradlers bei 1.000-1.600 Brutpaaren, womit etwa die Hälfte des Weltbestandes in Europa brütet (HORVÁTH et al. 2002). Die bedeutendste Population ist mit 600-900 Brutpaaren in Russland zu finden. In Nachbarschaft zu Österreich ist der ungarische Bestand von 55-60 Brutpaaren von internationaler Bedeutung (BAGYURA et al. 2002).

Europäische Union: In der Europäischen Union brütet der Kaiseradler nur in Österreich und Griechenland. In Griechenland hat sich ein Brutpaar etabliert, weitere brutverdächtige Paare werden regelmäßig beobachtet. In Österreich befindet sich ein Horst im Burgenland. Weitere zwei Paare gibt es auf tschechischen Territorium an der Grenze zu Österreich (s.u.).

Österreich/Brutvorkommen: Im Jahr 1997 siedelte sich ein Brutpaar an der Grenze Niederösterreich/Tschechien in den March-Thaya-Auen (Soutok) an (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Im darauffolgenden Jahr kam es zu ersten erfolgreichen Brut. Der Horst dieses Paares liegt auf der tschechischen Seite, aber die Jagdflächen befinden sich in beiden Ländern. Ein weiteres Paar hat sich dann ebenfalls im Grenzgebiet auf der tschechischen Seite angesiedelt (MRLIK in HORVÁTH et al. 2002). Im Jahr 1999 errichtete das erste Brutpaar seit 190 Jahren in Österreich seinen Horst im Burgenland (RANNER 1999). Somit nutzen drei Brutpaare Österreich als Jagdgebiet zur Aufzucht der Jungen, wobei eines auch den Horst in Österreich hat. Zunehmende Beobachtungen von Individuen verschiedener Altersklassen im Burgenland und in Niederösterreich, balzende Paare noch nicht geschlechtsreifer Individuen sowie die nahen sich positiv entwickelnden Brutbestände in der Slowakei und in Ungarn lassen auf weitere Ansiedlungen hoffen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

29.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: Vulnerable/Gefährdet, Europa: SPEC 1/endangered, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang I

Entwicklungstendenzen: In den Nachbarländern Österreichs kam es aufgrund gezielter Schutzmaßnahmen zu einer Zunahme der Bestände (DANKO & CHAVKO 1995, HEREDIA 1996, HORVÁTH et al. 2002). Von dieser positiven Entwicklung hat der Kaiseradler in Österreich profitiert. So nahmen die Beobachtungen in den letzten Jahren deutlich zu und diese Entwicklung mündete in der ersten Brut im Jahr 1999 im Burgenland. In den folgenden Jahren tauchten in Niederösterreich weitere 1-3 balzende und z.T. horstbesetzende Paare auf (ABÖ).

Gefährdungsursachen: Hauptverantwortlich für den Rückgang des Kaiseradlers in Europa waren Habitatverluste wie der Verlust ausgedehnter, ungestörter Grasländer, der Rückgang seiner Hauptbeutetiere, vor allem des Ziesels *Citellus citellus*, und menschliche Verfolgung (HEREDIA 1996, RANNER 1999). Kaiseradler reagieren sehr empfindlich auf menschliche Tätigkeiten in naher Umgebung des Horstes. Solche Störungen führen zu einem reduzierten Bruterfolg oder zu einem Totalverlust der Brut. Verfolgung durch Abschüsse, Vergiftungen und Aushorstungen haben leider noch immer negative Auswirkungen auf die Art. So wurden im Juni 1992 an der deutsch-österreichischen Grenze 11 in Kasachstan ausgehorstete Kaiseradler beschlagnahmt (DUDÁS & SÁNDOR 1994). Im Winter 2002/03 wurde ein Kaiseradler im Burgenland angeschossen und ein weiterer in Niederösterreich vergiftet (LOUPAL 2001, VOGELSCHUTZ AKTUELL 2003). Besonders im Winter, wenn Kaiseradler verstärkt Aas aufnehmen, kann die Auslegung von Giftködern eine hohe Anzahl an Individuen treffen, wodurch die österreichische Population des Kaiseradlers stark gefährdet ist. In den pannonischen Offenlandschaften stellt die zunehmend steigende Anzahl an Windkraftanlagen eine akute Gefährdung dar.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Horst- und Nahrungsgebiete müssen geschützt werden, und es muss eine Unterbindung der Störungen am Brutplatz stattfinden (FRÜHAUF 2005). Eine weitere Extensivierung der Kulturlandschaft durch die Anlage, Pflege und Erhaltung von Brachen (durch agrarpolitische Förderinstrumente der EU wie die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL) würde für die Art eine Verbesserung des Lebensraum- und Nahrungsangebots bedeuten. Die Verfolgung durch Abschüsse und Giftköder muss eingestellt werden. Weiters sollte bei der Planung und beim Bau von Windkraftanlagen eine bessere Abstimmung mit dem Naturschutz stattfinden.

29.1.8 Verantwortung

Österreich trägt für den Kaiseradler eine hohe Verantwortung, da die Art weltweit gefährdet ist (z.B. TUCKER & HEATH 1994), und sie in Österreich ein sensibles Randvorkommen aufweist (FRÜHAUF 2005).

29.1.9 Kartierung

Die Anzahl der sich in Ostösterreich aufhaltenden Individuen kann durch gezielte Kartierungen erhoben werden. Am besten eignen sich Synchronzählungen, wie sie in Österreich schon beim Seeadler *Haliaeetus albicilla* durchgeführt werden (PROBST 2002). Da Kaiseradler einige Jahre zum Erreichen der Geschlechtsreife benötigen, sollte das Alter der Tiere bei den Kartierungen notiert werden. Geeignete Brutgebiete können nach balzenden Paaren abgesucht werden, wobei die Balz schon im Herbst oder Winter beginnen kann.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

29.1.10 Wissenslücken

Das Auftreten der Art in Österreich sollte genau dokumentiert werden. Regelmäßige Zählungen sollten das ganze Jahr über erfolgen. Der Erfassung des Bruterfolgs kommt zentrale Bedeutung zur Beurteilung des Zustands der Population zu, wobei es nur wenige Studien zur Reproduktivität gibt. Bei einer Vergrößerung und Stabilisierung des Bestands kann eine Beringung in Erwägung gezogen werden, um Aussagen über verschiedene populationsdynamische Fragen (Dispersionsverhalten, Horstplatztreue, ...) zu erhalten. Durch eine Beringung sind Kaiseradler einer starken Störung ausgesetzt. Daher muss abgewogen werden, ob der mögliche Wissensgewinn diese Störung rechtfertigt.

29.1.11 Literatur

BAGYURA, J.; SZITTA, T.; HARASZTHY, L.; FIRMÁNSZKY, G.; VISZLÓ, L.; KOVÁCS, A.; DEMETER, I. & HORVÁTH, M. (2002): Population increase of Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 1998 and 2000. Aquila 107-108: 133-144.

DANKO, S. (1995): Beringungsergebnisse beim Kaiseradler (*Aquila heliaca*) im Nordwesten seines Brutareals. In: MEYBURG, B.-U. & CHANCELLOR, R.D. (Hrsg.): Eagle Studies. Berlin, London, Paris.

DANKO, S. & CHAVKO, J. (1995): Nesting of Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Slovakia in 1993 and 1994. Buteo 7: 182-190.

DUDÁS, M. & SÁNDOR, I. (1994): Freilassung beschlagnahmter Kaiseradler *Aquila heliaca* in Ungarn. Limicola 8: 79-83.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HEREDIA, B. (1996): Imperial Eagle. In: HEREDIA, B.; ROSE, L & PAINTER, M.: Globally threatened birds in Europe - Action plans. Council of Europe. Strasbourg: 159-174.

HORVÁTH, M.; HARASZTHY, L.; BAGYURA, J. & KOVÁCS, A. (2002): Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) populations in Europe. Aquila 107-108: 193-204.

KRIŠTÍN, A. (1999): On breeding of Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in agricultural landscape of SW Slovakia. Tichodroma 12: 47-48 (in slowakisch mit englischer Zusammenfassung).

LOUPAL, G. (2001): Die Giftleger gehen um. Vogelschutz in Österreich 16: 7.

MEYBURG, B.-U.; HARASZTHY, L.; MEYBURG, C. & VISZLÓ, L. (1995): Satelliten- und Bodentelemetrie bei einem jungen Kaiseradler *Aquila heliaca*: Familienauflösung und Dispersion. Vogelwelt 116: 153-157.

PROBST, R. (2002): Verbreitung und Häufigkeit des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) im Mittwinter 2001/02 in Österreich. Egretta 46 (1): 92-97.

RANNER, A. (1999): Rote Liste Portrait: Die Rückkehr des Kaisers. Vogelschutz in Österreich 15: 12-13.

VASIC, V. & MISIRLIC, R. (2002): The Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Yugoslavia, with reference to F.Y.R. Macedonia. Aquila 108-109: 145-168.

VÍT´AZ, V. & KANUŠÁK, P. (1999): Report on Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) breeding in agricultural land in the western Slovakia. Tichodroma 12: 44-46 (in slowakisch mit englischer Zusammenfassung).

VOGELSCHUTZ AKTUELL (2003): Adler im Wechselbad. Kurzkommentar. Vogelschutz in Österreich 18: 22.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

29.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Kaiseradler nutzen weitläufige Aktionsräume. Eine Unterscheidung von Einzelvorkommen und Gebietsebene ist daher weder sinnvoll noch möglich.

29.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

29.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A+B	C
Bestandsentwicklung)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets zu oder bleibt stabil	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets ab
Reproduktionserfolg	Gesamtbruterfolg (Jungvögel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 1,3	Gesamtbruterfolg (Jungvögel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 1,3

29.3 Bewertungsanleitung

29.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

29.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Brutbestand

Erhaltungszustand „AB“: Beide Populationsindikatoren „AB“

Erhaltungszustand „C“: Einer der beiden oder beide Populationsindikatoren „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

30 A091 *AQUILA CHRYSAETOS*

30.1 Schutzobjektsteckbrief

30.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Steinadler

Englisch: Golden Eagle, Französisch: Aigle royal, Italienisch: Aquila reale, Spanisch: Aguila real

30.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Accipitridae – Habichtsartige

Merkmale: Sehr großer, langflügeliger Adler mit typischem, langem Schwanz (Länge entspricht etwa der Breite der Flügel). Flügel s-förmig geschwungen. Beim Segeln sind die Flügel v-förmig angehoben. Körper und Decken sind braun gefärbt. Der Nacken hebt sich vom restlichen Körpergefieder durch eine gelbliche bis rötlichbraune Färbung ab. Schwungfedern und Schwanz des Altvogels sind gräulich mit 3-5 dunkleren Querbändern und einem breiten Endband. Der Jungvogel hat ein großes weißes Feld im Flügel und einen weißen Schwanz mit deutlicher schwarzer Endbinde.

30.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Monogame Paarbindung ist die Regel, aber das Vorkommen von Trios (Paar und Einzeltier) sind dokumentiert (MCGRADY 1997). Bei Trios ist die Beziehung zwischen den Tieren ungeklärt, aber alle drei Individuen beteiligen sich an der Jungenaufzucht. Es ist sowohl Polygynie, Polyandrie wie auch Bigamie bekannt (LAISTAL 1966 in MCGRADY 1997, DENNIS 1983, BERGO 1988, DESMET et al. 1994).

Fortpflanzung: Steinadlerhorste liegen in der Regel tiefer als das bevorzugte Jagdgebiet, um den Beutetransport zu erleichtern, also zumeist unterhalb der Baumgrenze. Als Horstplätze eignen sich dabei Nischen und Vorsprünge in Felswänden sowie lückige Altholzbestände (TJERNBERG 1983a & 1986, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Anteil an Baum bzw. Felshorsten orientiert sich vermutlich am Angebot (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, MCGRADY 1997). So lag der Anteil an Baumhorsten in Schottland bei 5 % (WATSON & DENNIS 1992). In Hordaland (Norwegen) waren sogar alle Horste in Felsen angelegt (BERGO 1984). Auch in der Schweiz überwiegen Felshorste mit 81 % deutlich (HALLER 1996). In den Niederen Tauern und im oberen Murtal werden dagegen 29 % der Horste in Bäumen angelegt (ZECHNER 1995). Dabei werden Fichten und Zirben in extensiv genutzten Waldabschnitten, die meist in felsigen Steilhängen liegen, als Horstbäume genutzt. Im Mostviertel am niederösterreichischen Alpennordrand erreicht - vermutlich bedingt durch das geringe Felsangebot - der Anteil an Baumhorsten mit 30 % ähnlich hohe Werte (LEDITZNIG 1999). In Schweden liegt der Anteil an Baumhorsten sogar bei 50 % (TJERNBERG 1983b).

In der Regel werden zwei Eier gelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Ein Ei ist seltener, drei Eier kommen nur ausnahmsweise vor. Die Eier werden hauptsächlich vom Weibchen bebrütet. Das größere oder ältere Junge tötet meist das jüngere oder schwächere bzw. wirft es aus dem Nest (MCGRADY 1997). Aus höchstens der Hälfte der erfolgreichen Bruten fliegen zwei Jungadler aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Steinadler ist in der Wahl seiner Beute sehr vielseitig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, MCGRADY 1997, KADLECÍK et al. 1995, BALOGH

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1998). In den Alpen zählen während der Sommermonate das Murmeltier *Marmota marmota* und Jungtiere von Paarhufern wie Gämse *Rupicapra rupicapra*, Steinbock *Capra ibex*, Reh *Capreolus capreolus* oder Rothirsch *Cerphus elaphus* zu den Hauptbeutetieren. In geringerem Maße können auch Schneehase *Lepus timidus*, Rotfuchs *Vulpes vulpes* und Raufußhühner *Tetraonidae* für die Nahrungsversorgung von Bedeutung sein (HALLER 1982, HENNINGER et al. 1986, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, ZECHNER 1995, HALLER 1996). Vor allem das Murmeltier kann während der Jungenaufzucht einen Biomasseanteil über 80 % erreichen (HALLER 1982 & 1996). Aber auch Schalenwild kann einen hohen Anteil erreichen. So wiesen Reh- und Gamskitze in den Niederen Tauern im Jahr 2003 in 37 Gewölleproben einen Anteil von 43 % auf (L. ZECHNER schriftl. Mitt.). Im Winter und Spätwinter spielt Schalenwild (vor allem Jungtiere) eine große Rolle für die Ernährung des Steinadlers (HALLER 1996). Weiters erhöht sich der Anteil an Aas bzw. Fallwild im Winter beträchtlich (JENNY 1992, HALLER 1996). Im Alpenvorland und Mittelgebirge dürften, da alpine Arten fehlen, Reh, Feldhase *Lepus euopaeus*, Rotfuchs und Haustiere (vor allem Haushuhn *Gallus gallus f. domestica* und Hauskatze *Felis sylvestris f. catus*) zu den wichtigen Beutetieren zählen (HALLER 1994, ZECHNER 1995).

Der Steinadler benutzt meist das Überraschungsmoment, um eine Beute zu schlagen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Beute kann sowohl am Boden wie auch aufgrund der Wendigkeit des Steinadler in der Luft ergriffen werden. Jagdgebiete werden im Suchflug überflogen, wobei die Flughöhe von knapp bis hoch über dem Boden variieren kann. Der Adler erkennt während des Suchflugs reflexartig seine Chance und versucht im Stoßflug oder Verfolgungsflug die Beute zu schlagen.

30.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Steinadler gilt als wenig spezialisierte Art und besiedelt daher im gesamten Verbreitungsgebiet unterschiedlichste Lebensräume wie Küstengebiete (z.B. in Schottland), boreale Nadelwälder oder Hochgebirge (FISCHER 1976, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, MCGRADY 1997). Sein Lebensraum muss jedoch mehrere Voraussetzungen erfüllen: Neben einem hohen Anteil an halboffenen oder offenen Jagdflächen mit geringer menschlicher Nutzung müssen passende Felswände oder Altholzbestände in störungsarmer Umgebung für den Horstbau vorhanden sein. Weiters müssen während der Brutzeit genügend Beutetiere mittlerer Größe (0,2-5 kg) bzw. besonders im Winter ein ausreichendes Angebot an Fallwild zur Verfügung stehen (WATSON 1991, HALLER 1994). Optimale Habitate finden sich daher in Mitteleuropa in der subalpinen und alpinen Stufe der Gebirge mit ihrem hohen Anteil an freien Flächen oberhalb der Waldgrenze (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Daneben sind auch Vorkommen im hügeligen, durch ausgedehnte Waldgebiete geprägten Mittelgebirge und Alpenvorland bekannt, wie z.B. am ober- und niederösterreichischen Alpennordrand, im Steirischen Randgebirge und in der Schweiz (DVORAK et al. 1993, HALLER 1988 & 1994, ZECHNER 1995). Bedingt durch die flächendeckende land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie den höheren Anteil an Siedlungsräumen beschränken sich geeignete Jagdflächen in diesen Lagen auf größere Kahlschläge sowie hochgelegene, extensiv genutzte Wiesen und Weiden.

30.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Nachwuchsrate unterliegt über Jahre hinweg einer großen Variabilität, womit Aussagen über den Bruterfolg erst mit Hilfe langjähriger Datenreihen möglich sind (HALLER 1996). Der Bruterfolg ist von einer Reihe von Faktoren wie Nahrungsverfügbarkeit, klimatischen Verhältnissen und Dichte des Bestands abhängig. Letztere wirkt sich auf die Größe des Reviers und damit auf die Nahrungsbasis aus. Weiters können Beutetiere, vor allem Murmeltiere, geeignete Abwehrstrategien entwickeln (HOFER & INGOLD 1984, MÜLLER 1986 beide in HALLER 1996). In kleinen Revieren treten solche Feindabwehrmechanismen durch

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

häufige Jagdflüge im selben Gebiet früher auf. Die Zunahme des Bestands führte in den letzten Jahren zu einer Erhöhung der Auseinandersetzungen zwischen Reviernachbarn und zwischen Reviervögeln und Einzelvögeln (HALLER 1996, VOGELEY 1996). Durch diese energieintensiven Auseinandersetzungen nahm der Bruterfolg in den letzten Jahren ab (HALLER 1996). In den Alpen liegt die Reproduktionsrate seit Beginn der 1970er Jahre im Bereich zwischen 0,25 und 0,69 Jungvögeln pro Paar und Jahr (durchschnittlich 0,44 (± 0,12)), wobei meist ein Jungvogel pro erfolgreicher Brut hochgezogen wird und nur selten zwei Jungadler flügge werden (Tab. 1).

Die Größe und Form der Aktionsräume hängt maßgeblich von Horstplatz, Verteilung der Beutetiere und Dichte und Verteilung des Steinadlerbestands ab (MCGRADY 1997). So spielt die Erreichbarkeit der unterschiedlichen Teile des Reviers und der energetische Aufwand, das Revier zu verteidigen, eine entscheidende Rolle (HALLER 1996). In Graubünden (Schweiz) dürften die Reviere im Laufe der letzten Jahrzehnte kleiner geworden sein. Dies wird auf die höhere Anzahl an Einzeladlern und damit auch die Zunahme an Revierverletzungen zurückgeführt, wodurch der Aufwand für die Verteidigung in größeren Revieren zu hoch ist (HALLER 1996). Im Berner Oberland lag die Revierdichte bei einem Paar/84 km^2 (JENNY 1992). In Graubünden wurden Aktionsraum- bzw. Reviergrößen von 35-70 km^2 festgestellt (HALLER 1996), in den Bayerischen Alpen, im Nationalpark Hohen Tauern und in den Nordtiroler Kalkalpen werden ähnliche Werte erreicht (BEZZEL & FRÜHSTÜCK 1994, MAYRHOFER 2002, NEWSLETTER AQUILALP.NET 2003). Bei hohem Flächenanteil von Wald, Gletscher oder Siedlungsräumen bzw. geringem Beutetierangebot können sich die Wohngebiete hingegen auf mindestens 100 km^2 pro Paar vergrößern (JENNY 1992, ZECHNER 1995, LEDITZNIG 1999). Im Vergleich mit anderen europäischen Populationen wurden im Zentralapennin mit einem Paar/400 km^2 besonders geringe Siedlungsdichten verzeichnet (VOGELEY 1996). Eine Zusammenstellung der Siedlungsdichte in den Alpen findet sich in nachfolgender Tabelle.

Tabelle: Siedlungsdichten und Reproduktionserfolg des Steinadlers im Alpenraum.

	Zeitspanne	Reviergröße/Brutpaar (km^2)	Anzahl kontrollierter Paar-Jahre	flügge juv./Brutpaar und Jahr	Quelle
Graubünden (Schweiz)	1970-1994	70	386	0,48	HALLER (1996)
Berner Oberland (Schweiz)	1987-1991	84	165	0,38	JENNY (1992)
Westschweizer Voralpen (Schweiz)	1975-1984	89	120	0,51	HENNINGER et al. (1986)
Werdenfelser Land (Deutschl.)	1983-1992	74	113	0,25	BEZZEL & FÜNFSTÜCK (1994)
Ostalpen (Italien)	1989-1994	83	82	0,50	TORMEN & CIBIEN (1995)
Westalpen (Italien)	1976-1985			0,69	FASCE & FASCE (1986)**
Niedere Tauern (Stmk.)	1992-1995	135	52	0,35	ZECHNER (1995)
Hohe Tauern (Ktn., Sbg., Tirol)	2003	51-55	25	0,52	NEWSLETTER AQUILALP.NET (2003)
Mostviertel (Nö.)	1987-1998	ca. 100	62	0,53	LEDITZNIG (1999)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Haute-Savoie (Frankreich)	1975-1984	70-100	190	0,34	ESTEVE & MATERAC (1987)
Queras (Frankreich)	1980-1986	100	36	0,39	MICHEL (1987)
Südalpen (Frankreich)	1979-1984	60-100	212	0,41	HUBOUX (1984a*)

Wanderungen: Die Brutvögel der zentraleuropäischen Populationen sind Standvögel (HALLER 1982, MCGRADY 1997). Nichtbrüter - meist Jungvögel - haben dagegen große Streifgebiete und verlassen den Geburtsort (HALLER 1994 & 1996, GRANT & MCGRADY 1997). Diese Individuen halten sich normalerweise außerhalb der etablierten Reviere in Gebieten mit ausreichendem Nahrungsangebot auf (HALLER 1982). Geschlechtsreife Tiere dürften zum Brüten in die Nähe des Geburtsortes zurückkehren (HALLER 1994 & 1996, GRANT & MCGRADY 1997). 19 in der Schweiz beringte Steinadler wiesen Entfernungen zum Brutort von maximal 914 km auf (MCGRADY 1997). Alle zweijährigen Individuen blieben aber innerhalb 120 km.

30.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Steinadler besiedelt in sechs Unterarten weite Teile der Nordhemisphäre. Sein paläarktisches Verbreitungsgebiet reicht im Norden von Schottland über Skandinavien bis Sibirien und Kamtschatka. Die südliche Verbreitungsgrenze verläuft vom Nordrand der Sahara ostwärts bis Zentralasien, Nordostchina und Japan. In Nordamerika umfasst das Brutgebiet einen Großteil der borealen Nadelwaldzone und reicht im Süden bis in die Rocky Mountains und nach Mexiko (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Durch massive Verfolgung im letzten Jahrhundert im Tiefland und in leicht erreichbaren Lagen ausgerottet, brütet die Art heute größtenteils in Gebirgen und entlegenen Gebieten (CRAMP & SIMMONS 1980, DEL HOYO et al. 1994).

Europa: Der Steinadler besiedelt weitverbreitet die gebirgigen Regionen Europas (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Er brütet im Norden und Osten Schottlands, in weiten Teilen Norwegens, im Norden Schwedens und in Zentralfinnland. Nach Osten hin ist die Art noch häufiger im Tiefland und kommt in Polen, im Baltikum, im Norden der Ukraine, in Weißrussland und im westlichen und arktischen Russland vor. Auf den britischen Inseln ist die Art fast ausschließlich in Schottland zu finden. In Irland ist der Steinadler 1912 als Brutvogel ausgestorben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989), in England gibt es seit 1969 1-2 Brutpaare. Südlich dieses Gürtels besiedelt der Steinadler die Alpen, den Apennin, die Pyrenäen und den Balkan. Im Mittelmeerraum ist der Steinadler auf Korsika, Sardinien, Sizilien und in wenigen Paaren auf Kreta zu finden. In Spanien ist die Art weitverbreitet.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 3.500-4.100 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Steinadlers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	260-360	1998-2002
Deutschland	45-50	1996
Finnland	300-350	1997-1998
Frankreich	274-288	1991
Griechenland	140-180	-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Italien	300-400	1988-1997
Portugal	20-40	1991
Schweden	600-750	1990
Spanien	1.192-1.265	1988
Vereinigtes Königreich	422-422	1992

Österreich/Verbreitung: Der Steinadler ist in Österreich im gesamten Alpenraum verbreitet, wobei geeignete Lebensräume bzw. Jagdflächen ab der montanen und subalpinen Stufe zu finden sind. Daher brütet die Art in allen Bundesländern mit Ausnahme von Wien und dem Burgenland (DVORAK et al. 1993). Nach aktuellen Untersuchungen in den Niederen Tauern und im Mostviertel dürften die Reviergrößen im Bereich von 80-120 km² pro Paar liegen und entsprechen damit weitgehend den Siedlungsdichten in Untersuchungsgebieten Italiens, Frankreichs und der Schweiz (ZECHNER 1995 & 1996, LEDITZNIG 1999, LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001). Regelmäßige Vorkommen sind weiters in den Mittelgebirgen (unterhalb von 1.900 m Seehöhe) der Steiermark und am Alpennordrand von Ober- und Niederösterreich bekannt.

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich*: Die Brutvorkommen beschränken sich auf die Ausläufer der Steirisch-Niederösterreichischen Kalkalpen und den Alpennordrand. Im Mostviertel westlich der Traisen (inkl. SPA Ötscher-Dürrenstein) sind zur Zeit zehn Paare bekannt, deren Horste in Höhen zwischen 600-1.200 m liegen (LEDITZNIG 1999, LEDITZNIG & LEDITZNIG 2002). Mit weiteren 1-3 vermuteten Paaren brütet der Großteil des niederösterreichischen Brutbestands, der auf 13-19 Brutpaare geschätzt wird (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.), in diesem Gebiet. *Steiermark*: Verbreiteter Brutvogel im alpinen Bereich der Steiermark (SACKL & SAMWALD 1997). Brutnachweise liegen aus allen größeren Gebirgszügen der Obersteiermark, z. B. Totes Gebirge, Niedere Tauern, Hochschwab, Seetaler Alpen, vor (ABÖ). In den Niederen Tauern und im oberen Murtal wurden auf einer Fläche von ca. 2.520 km^2 20 Brutpaare (darunter mindestens 2 Randpaare = 0,5 Brutpaare) festgestellt, das entspricht einer Siedlungsdichte von 126 km² pro Paar (L. ZECHNER unpubl.). Es wurden aber deutliche Unterschiede in den Reviergrößen zwischen dem Mittelgebirge mit 170-250 km^2/Paar und den hochalpinen Niederen Tauern mit 75-100 km^2/Paar festgestellt. Die Horste liegen in Seehöhen zwischen 1.130 und 1.920 m (ZECHNER 1995). Möglicherweise unbesiedelt sind in der Steiermark Bereiche an der südöstlichen Verbreitungsgrenze wie z.B. die Koralpe. Die geringe Zahl an Beobachtungen aus diesen Gebieten könnte allerdings auch durch die schwierigere Erfassbarkeit im weitläufigen, großteils bewaldeten Gelände bedingt sein. Hingegen liegen mehrere Beobachtungen von der Gleinalpe, den Fischbacher Alpen und dem Grazer Bergland, sowie Brutnachweise aus den Mittelgebirgslagen des oberen Murtales vor (ZECHNER 1995, ABÖ, L. ZECHNER & E. LEDERER unpubl., E. HABLE Stationskartei der Forschungsstätte Furtnerteich). Der Bestand wird auf 50-65 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Kärnten*: Die bekannten Brutgebiete erstrecken sich von den Hohen Tauern und den Gailtaler Alpen ostwärts bis zur Saualpe, hingegen fehlen auch aus Kärnten Beobachtungen aus dem Gebiet der Koralpe. Im Süden liegen Brutnachweise aus den Karnischen Alpen und Karawanken vor (ABÖ). Da große Erfassungslücken existieren, kann der Bestand zur Zeit nur grob auf 25-50 Brutpaare geschätzt werden (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Oberösterreich*: In Oberösterreich ist das gesamte alpine Gebiet besiedelt und die Grenze des Areals reicht bis in Hügel- der Flyschzone hinein (BRADER & AUBRECHT 2003). Ausnahmsweise gibt es Beobachtungen nördlich dieses Bereichs. Der Bestand des Steinadlers in Oberösterreich wird auf 20-30 Brutpaare geschätzt (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Steinadlerbeobachtungen liegen vor allem aus den Hohen und Niederen Tauern sowie dem Tennengebirge vor (ABÖ). Fehlende Brutnachweise aus den Salzburger Kalkalpen und Schieferalpen sowie der Osterhorngruppe dürften auf einen Erfassungsmangel zurückzuführen sein. Die vorliegenden Beobachtungen lassen auf einen Mindestbestand von 24-43 Paaren schließen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Tirol*: Durch einen äußerst geringen Erfassungsgrad sind in Tirol und Osttirol nur wenige Brutvorkommen bekannt. Es ist aber davon auszugehen, dass im gesamten Bundesland geeignete Lebensräume für den Steinadler vorhanden sind und ein Gutteil des österreichischen Steinadlerbestandes auf Tirol und Osttirol entfällt. Entsprechend der Landesfläche, die zur Gänze in den Alpen liegt, kann eine Zahl in der Größenordnung von 100-125 Brutpaaren angenommen werden (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Vorarlberg*: In Vorarlberg fehlt der Steinadler nur in der Rheinebene und im nördlichen Bregenzer Wald. Von der besiedelten Fläche ausgehend, wird die Siedlungsdichte auf 1,3 Paare/100 km² geschätzt, der derzeitige Brutbestand auf 20-25 Paare. (KILZER 2000).

30.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/rare, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Ausgehend von einem Bestandstief um die Jahrhundertwende in Europa, das durch massive Verfolgung verursacht wurde, erholten sich die Bestände im Laufe des 20. Jahrhunderts infolge einsetzender Schutzmaßnahmen (FRÜHAUF 2005). Hier sei eine wahrscheinlich vergleichbare aber weit besser dokumentierte Entwicklung in der Schweiz erwähnt (HALLER 1982 & 1988). So nahm im Kanton Bern in der Schweiz der Bestand von 14 Paaren in den Jahren 1920-1940 auf 35 Paare 1983-1987 zu, blieb aber seit Mitte der 1980er Jahre bei geringen Nachwuchsraten konstant. In Teilen des Kantons Graubünden zeigte sich dagegen vor allem ab 1980 eine deutliche Bestandszunahme im Vergleich zu den 1970er Jahren, welche mit einem gesteigerten Bruterfolg verbunden war. Gleichzeitig erfolgte parallel zur Bestandserholung der Alpenpopulation eine Besiedlung des Alpenvorlandes im Berner Mittelland und in der Ostschweiz durch einzelne Paare (HALLER 1994).

Gefährdungsursachen: Bis in die 1970er Jahre durch Bewilligungen für Abschüsse und Aushorstungen in vielen Bundesländern verfolgt (vgl. NIEDERWOLFSGRUBER 1981, ZECHNER 1995, SACKL & SAMWALD 1997), ist der Steinadler auch heutzutage vor Nachstellungen nicht sicher. In den letzten Jahren wurden immer wieder vereinzelte illegale Fallenfänge oder Aushorstungen bekannt, wobei die Dunkelziffer schwer abschätzbar ist (LOICHT 1981, ZECHNER 1995, P. SACKL mündl.). Einen negativen Einfluss auf die Nachwuchsrate können aber besonders menschliche Aktivitäten in Horstnähe durch Photographen, Filmer, Kletterer, usw. bewirken, da Steinadler vor allem während der Bebrütungs- und frühen Nestlingszeit sehr empfindlich auf Störungen reagieren (JENNY 1992, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So konnten im Berner Oberland bereits mehrere Brutabbrüche, die durch intensive Gleitschirmfliegerei verursacht wurden, festgestellt werden (BAUMGARTNER 1993). Leider liegen aber zur Zeit noch keine quantitativen Untersuchungen zu dieser Problematik vor. Durch den Bau von Forststraßen entstehen zwar „Jagdschneisen“ für den Steinadler, gleichzeitig kommt es aber zu einer Erschließung unzugänglicher Gebiete und damit zu einer Zunahme der Freizeit- aber auch Jagdnutzung (HALLER 1982, BEZZEL & FÜNFSTÜCK 1994). Negative Auswirkungen von Aufforstungen wurden in einer Studie in Italien nicht festgestellt (PEDRINI & SERGIO 2001), die Zunahme der Beutetiere und die gleichzeitige Abnahme menschlicher Verfolgung in den letzten Jahren könnte die negativen Auswirkungen der Aufforstung aber ausgeglichen haben. Im Gefolge der Aufgabe, aber gebietsweise auch Intensivierung, vieler Almen ist möglicherweise mit einer Verringerung der für die Beutejagd nutzbaren offenen Lebensraumanteile zu rechnen

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: In durch Kletter- und Flugsport beanspruchten Gebieten wären Lenkungsmaßnahmen durchzuführen, die Aufklärung sollte verbessert werden und gegebenenfalls sollten Betretensverbote ausge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sprochen werden (FRÜHAUF 2005). Auch beim Bau von Forststraßen und Wanderwegen sollte die Lage der Horste mitberücksichtigt werden. Nach BRADER & AUBRECHT (2003) sollten innerhalb eines Radius von 500 m um den Horst Schutzzonen eingerichtet werden, die auch überwacht und betreut werden sollten. Die Verfolgung von Greifvögeln durch Abschüsse oder Aushorstung sollte auf jeden Fall unterbunden werden. Sicherstellung einer extensiven Almbewirtschaftung mit den Instrumenten des österreichischen Programms für die ländliche Entwicklung.

30.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Steinadlers stark verantwortlich, da mindestens 3 % des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

30.1.9 Kartierung

Der Steinadler ist aufgrund seiner Reviergröße, die 100 km^2 überschreiten kann, in allen seinen Vorkommensgebieten ein seltener Brutvogel. Dadurch ist es unumgänglich den Horstplatz zu finden. Gut geeignete Strukturen wie Felswände oder mit alten Baumbeständen und Felsen durchsetzte steile Hänge sollten im Herbst systematisch auf Horste abgesucht werden. Zur Balzzeit im Winter und Frühjahr sind die Adler sehr auffällig. Aufgrund ihrer Girlandenflüge, mit denen sie den Revieranspruch anmelden, sind sie zu dieser Zeit gut zu beobachten. Durch systematisches Beobachten der Adlerpaare kann Aufschluss über die Größe der Reviere und den Aktionsraum der Adler gewonnen werden (vgl. HALLER 1996).

30.1.10 Wissenslücken

Da bisher nur unzureichende Informationen über Bestand und Nachwuchsrate des Steinadlers vorliegen, wäre eine österreichweite, einheitliche Bestandserhebung dringend notwendig. Ein wichtiger Aspekt wäre weiters die unterschiedliche Habitatnutzung und Gefährdung in Hochgebirgsrevieren und in hügeligen, bewaldeten Mittelgebirgslagen. Zusätzlich wäre es wichtig, den Einfluss von verschiedenen Faktoren auf die Populationsdynamik, wie Nahrungs- und Brutplatzangebot, Einzeladlerdichte, Verfolgung und Störungen sowie das Migrationsverhalten von Jungvögeln und deren Mortalitätsraten gezielt mittels langjähriger Untersuchungen zu ermitteln. Unter Einbeziehung der Forschungsergebnisse anderer Alpenländer ließe sich so das Ausmaß der verschiedenen Gefährdungsursachen beurteilen und ein weitreichendes Schutzkonzept für den Steinadler erarbeiten.

30.1.11 Literatur

BALOGH, J. (1998): On the occurrence and foraging of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Zemplén-Mountains, Hungary. Ornis Hungarica 8, Suppl.1: 211-214 (in ungarisch mit engl. Zusammenfassung).

BAUMGARTNER, H. (1993) Störfall Mensch. Ornis 3: 4-8.

BERGO, G. (1984): Habitat and nest-site of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, west Norway. Cinclus 7: 109-113.

BERGO, G. (1988): Trios in Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. Cinclus 11: 40-44.

BEZZEL, E. & FÜNFSTÜCK, H.-J. (1994): Brutbiologie und Populationsdynamik des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) im Werdenfelser Land/Oberbayern. Acta ornithoecol. 3: 5-32.

DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. (1994): Handbook of the Birds of the World. Vol. 2 New Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona. 638 pp.

DENNIS, R.H. (1983): Probable polygyny by Golden Eagle. Br. Birds 76: 310-311.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

DESMET, J.F.; COULOUMY, C.; BLONDEL, J.; & LAVIGNE, C. (1994): Quatre jeunes d´Aigle royal (*Aquila crysaetos*) s´olvent de la même aire dans les Alpes francaises. Nos Oiseaux 42 : 305-310.

ESTEVE, R. & MATERAC (1987): L´Aigle royal, *Aquila chrysaetos*, en Haute-Savoie: bilan et perspectives. Nos Oiseaux 39 : 13-24.

FISCHER, W. (1976): Stein-, Kaffern- und Keilschwanzadler. Neue Brehm-Bücherei 500. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt. 220 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GRANT, J.R. & MCGRADY, M.J. (1997): Dispersal of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in westerb Scotland. Ringing and Migration 19: 169-174.

HALLER, H. (1982): Raumorganisation und Dynamik einer Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos* in den Zentralalpen. Orn. Beob. 79: 163-211.

HALLER, H. (1988): Zur Bestandsentwicklung des Steinadlers in der Schweiz, speziell im Kanton Bern. Orn. Beob. 85: 225-244.

HALLER, H. (1994): Der Steinadler *Aquila chrysaetos* als Brutvogel im schweizerischen Alpenvorland: Ausbreitungstendenzen und ihre populationsökologischen Grundlagen. Orn. Beob. 91: 237-254.

HALLER, H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Orn. Beob. Beiheft 9: 167 pp.

HENNINGER, C.; BANDERET, G.; BLANC, T. & CANTIN, R. (1986): Situation de l'Aigle royal dans une partie des Préalpes suisses. Nos Oiseaux 38: 315-322.

JENNY, D. (1992): Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. Orn. Beob. 89: 1-43.

KADLECÍK, J.; MACEK, M. & OBUCH, J. (1995): The diet and feeding activity of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Vel'ka Fatra Mts. Tichodroma 8: 48-60.

KILZER, R. (2000): Bestand und Verbreitung von Felsbrütern in Vorarlberg. Vlbg. Naturschau 8: 25-62.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

LEDITZNIG, W. (1999): Die Verbreitung des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) im niederösterreichischen Mostviertel. Egretta 42: 112-121.

LEDITZNIG, C. & LEDITZNIG, W. (2001): Großvögel im Special Protection Area Ötscher-Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten: 83-115.

LOICHT, G. (1981) Zur Situation des Steinadlers in Niederösterreich. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 3: 47-48.

MAYRHOFER, A. (2002): Horststandorte und Nistplatzwahl des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) in den Nordtiroler Kalkalpen. Beziehungen zu Raummerkmalen. Dipl.arbeit Univ. Innsbruck. Innsbruck. 92 pp.

MCGRADY, M. (1997): *Aquila chrysaetos* Golden Eagle. BWP Update Vol. 1, No. 2: 99-114.

MICHEL, S. (1987): L´Aigle royal dans le Queyras. In: L´Aigles royal (*Aquila chrysaetos*) en Europe. Actes du Ier colloque international sur l´Aigle royal en Europe (13.-15.6.1986, Arviuex). Briancon: Maison de la Nature : 73-78.

NEWSLETTER AQUILALP.NET (2003): Nationalpark Hohe Tauern: 3.

NIEDERWOLFSGRUBER, F. (1981): Zur Situation der Steinadler-Population in Tirol. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 3: 49-50.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

PEDRINI, P. & SERGIO, F. (2001): Golden Eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. Bird Study 48: 194-199.

TJERNBERG, M. (1983a): Habitat and nest site features of golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.), in Sweden. Swed. Wildl. Res. 12: 131-163.

TJERNBERG, M. (1983b): Habitat and nest features of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Sweden. Viltrevy 12: 131-163.

TJERNBERG, M. (1986): The Golden Eagle and forestry. Rapport 12, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciencies, Uppsala. 76 pp.

VOGELEY, W. (1996): Zum Bruterfolg einer Steinadlerpopulation *Aquila chrysaetos* im Zentralapennin. Orn. Beob. 93: 35-45.

WATSON, J. (1991): The Golden Eagle and pastoralism across Europe. In: CURTIS, D.J.; BIGNALL, E.M. & CURTIS, M.A. (Hrsg.): Birds and Pastoral Agriculture in Europe. Joint Nature Conservation Commitee, Peterborough: 56-57.

ZECHNER, L. (1995): Siedlungsbiologie und Reproduktion des Steinadlers, *Aquila chrysaetos*, in den südlichen Niederen Tauern (Steiermark). Diplomarbeit Univ. Graz. 119 pp.

ZECHNER, L. (1996): Siedlungsdichte und Reproduktion des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) in den südlichen Niederen Tauern (Steiermark). Abh. Zool.-Bot. Ges. Österr. 29: 123-139.

ZUSKIN, J.; ZUSKINOVÁ, M. & KORNAN, J. (2003): The project „Monitoring and management of the population of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Slovakia in 1994-2001". Crex 21: 69-78.

30.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Einzelvorkommen und Gebietsebene sind aufgrund der hohen Raumansprüche der Art identisch. In weiten Teilen der Alpen hat der Steinadler mittlerweile eine Siedlungsdichte erreicht, die nahe an der Tragfähigkeit des Lebensraumes liegt. Eine Unterscheidung der Werte „A" und „B" anhand eines Populationsindikators „Bestandsentwicklung" ist in diesem Fall nicht mehr möglich.

30.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

30.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	**A+B**		**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um mehr als 20 % zu		Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg[23]	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 0,56	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 0,33-0,56	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 0,33

[23] Es wurden für die Dichteangaben aus der Literatur Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Aussagen über Bruterfolg sollten erst nach einem etwa 10-jährigen Monitoring erfolgen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

30.3 Bewertungsanleitung

30.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

30.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Reproduktionserfolg „A“ und Bestandsentwicklung „AB“

Erhaltungszustand „B“: Reproduktionserfolg „B“ und Bestandsentwicklung „AB“

Erhaltungszustand „C“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „B“ ergeben

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

31 *A094 PANDION HALIAETUS*

31.1 Schutzobjektsteckbrief

31.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Fischadler

Englisch: Osprey, Französisch: Balbuzard pêcheur, Italienisch: Falco pescatore, Spanisch: Aguila pescadora

31.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Pandionidae – Fischadler

Merkmale: Körper etwas größer als beim Mäusebussard *Buteo buteo*, aber mit deutlich längeren Flügeln. Flugsilhouette charakteristisch. Körperunterseite weiß. Schwungfedern dunkel gefärbt. Oberseite bräunlich. Scheitel weiß mit dunklem Band vom Schnabel über das Auge bis zu den Schultern.

31.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Fischadler gehen eine monogame Saisonehe ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Es scheint aber ähnlich zum Weißstorch *Ciconia ciconia* eine gewisse Horstplatztreue vorzuherrschen, da Paare häufig zum vorjährigen Horst zurückkehren (SCHMIDT & WAHL 2001).

Fortpflanzung: Fischadler werden im 4.-6. Kalenderjahr geschlechtsreif (ÖSTERLÖF 1951, POOLE 1989). Die Partner treffen getrennt am Brutplatz ein, wobei in der Regel das Männchen, aber oft auch das Weibchen zuerst erscheint. Der Neststand ist auf dem Wipfel von Überhältern oder am Rand von ausgedehnten Wäldern zu finden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Horste werden auch auf Hochspannungsleitungen und an Felsen angebracht. In Mittel- und Nordeuropa überwiegen Baumhorste, im Mittelmeerraum und am Roten Meer hingegen sind Felsenhorste die Regel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989), wobei im Mittleren Osten der Anteil an Bodennestern steigt (FISHER et al. 2001a). Horste werden über Jahre hinweg gebraucht und erst nach starken Störungen aufgegeben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In der Regel werden drei Eier gelegt, Gelege mit einem, zwei oder vier Eiern sind hingegen weit seltener (GLUTZ. VON BLOTZHEIM et al. 1989). Im Mittleren Osten variiert die Gelegegröße von 2-4 Eiern und lag im Mittel bei 2,8 (± 0,1) Eiern/Gelege (FISHER et al. 2001a).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Fischadler ernährt sich fast ausschließlich von Fischen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Das Nahrungsspektrum entspricht meist dem Angebot. Die Fische werden stoßtauchend erbeutet, wobei die Jagdweise angeboren ist. So können Jungvögel Fische erbeuten, ohne es vorher von einem Altvogel gelernt zu haben. Der Anteil an Fehlstößen ist aber deutlich höher als bei Altvögeln.

31.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Fischadler ist ein Brutvogel klarer und offener Gewässer (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). So ist er an klaren Süßwasserseen, küstennahen Brackgewässern und an der Mittelmeerküste zu finden. Er benötigt meist hohe Bäume für die Nestanlage. Horste werden aber auch in Felsen, auf Hochleitungsmasten oder direkt am Boden angebracht.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Während der Zugzeit ist der Fischadler an verschiedensten Gewässertypen zu finden. Bevorzugt werden dabei fischreiche Gewässer wie z.B. Fischteiche aufgesucht.

31.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: In Mittel- aber auch in Nordeuropa brütet der Fischadler in Einzelpaaren oft weit voneinander entfernt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Häufungen sind aus manchen Gebieten in Schweden oder Deutschland bekannt. Brutvögel im Mittleren Osten können Semi-Kolonien an besonders geeigneten Stellen bilden (FISHER et al. 2001). Der Bruterfolg nach dem Monitoring der Greifvögel und Eulen Europas lag in den Jahren 1990-2000 bei 1,62-2,09 Jungen/Brutpaar, wodurch sich eine durchschnittlicher Reproduktionsrate von 1,80 (± 0,14) ergab (MAMMEN & STUBBE 2001). Ein ähnlicher mittlerer Bruterfolg mit 1,7 (± 0,08) Jungen/angefangener Brut wird für Deutschland in den Jahren 1992-1998 angegeben (SCHMIDT 2001). In Frankreich wurde südlich von Paris in den Jahren 1985-1997 ein Bruterfolg von 1,20-1,83 Junge/Brutpaar festgestellt (THIOLLAY & WAHL 1998). In Süd- und Mittelschweden wurden zwischen 1971 und 1998 in sieben Jahren Kontrollen durchgeführt, die einen Reproduktionserfolg von 1,30-1,92 Jungen/Horst und Jahr ergaben (ODSJÖ & SONDELL 2001). Es wurden Hinweise gefunden, dass der Reproduktionserfolg durch die Beutediversität beeinflusst wird (FISCHER et al. 2001b). Die Beutediversität hängt ihrerseits vom Typ und dem Zustand des Meeresbiotops ab. Eine Verringerung der Biodiversität z.B. durch Überfischung wirkt sich hiermit negativ auf den Bestand des Fischadlers aus.

Wanderungen: Der Fischadler ist ein ausgeprägter Zugvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Er überwintert überwiegend südlich der Sahara, ein kleiner Teil bleibt im Winter an den Küsten des Mittelmeerraumes. So überwintern in Deutschland beringte Fischadler überwiegend im Westen Afrikas zwischen der Sahara und dem Äquator, wobei auch die Iberische Halbinsel von Bedeutung für die Überwinterung ist (SCHMIDT & ROEPKE 2001).

31.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Fischadler ist in der gesamten Holarktis weitverbreitet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Verbreitung reicht von Nord- und Osteuropa über weite Bereiche des asiatischen Kontinents bis nach Japan. Weiters ist die Art in Afrika und im arabischen Raum zu finden. Außerhalb der Holarktis ist der Fischadler auf die Küsten, Inselgruppen und einzelne lokale Binnenlandvorkommen beschränkt. Hier ist er u.a. in Australien, im Malaiischen Archipel, in Nord- und Mittelamerika und auf den Westindischen Inseln zu finden.

Europa: In Europa zieht sich ein zusammenhängendes Areal von Skandinavien über Ostdeutschland und Polen bis nach Weißrussland, Ukraine und Russland (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Inselartige Vorkommen außerhalb dieses Areals gibt es auf Schottland, im Süden und Südosten der Iberischen Halbinsel, auf den Balearen, auf Korsika und Sardinien.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 5.000-5.800 Brutpaare

Tabelle: Brutbestand des Fischadlers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Belgien	0-6	1981-1990
Dänemark	2-5	1993-1996
Deutschland	48-55	1996
Finnland	2.000-4.000	1990-1995

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Frankreich	2.500-4.000	1990-1995
Irland	40-80	1998
Italien	1-1	1998
Luxemburg	0-1	-
Portugal	1-25	1991
Schweden	800-1.100	1990
Spanien	300-400	-
Vereinigtes Königreich	710-732	1988-1989

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: Bis in die 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts war der Fischadler ein regelmäßiger Brutvogel in den Donau-Auen östlich von Wien (DVORAK et al. 1993). Weiters brütete die Art an den zur Donau gewandten Abhängen des Wienerwaldes und an den Seen des Salzkammergutes. Möglicherweise gab es auch einzelne Bruten in den oberösterreichischen Donau-Auen und im Innviertel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Ausgehend von den Donau-Auen östlich von Wien verschwand der Fischadler Ende des 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts sukzessive aus Österreich. Der letzte Brutnachweis gelang 1932 am Offensee in Oberösterreich (MAYER 1986).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Fischadler ist zu beiden Zugzeiten ein regelmäßiger Durchzügler. Zumeist erscheint er allein oder zu zwei, es sind keine Plätze, die für längere Zeit größere Konzentrationen beherbergen, bekannt.

31.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/rare, Rote Liste Österreich: RE (regionally extinct/ausgestorben)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: In Europa zeigt die Art nach starkem Rückgang der Bestände und Erlöschen vieler Populationen im 19. und 20. Jahrhundert auch aufgrund gezielter Artenschutzmaßnahmen eine Wiederausbreitungstendenz (TUCKER & HEATH 1994). In Österreich gibt es in den letzten Jahren verstärkt Beobachtungen im Sommer, wodurch eine Wiederansiedlung bei „Näherrücken“ der Brutgebiete nicht auszuschließen ist (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Menschliche Verfolgung durch Abschüsse, Horstzerstörung und Eierraub führten vor allem im 19. und Anfang des 20. Jahrhundert zu einem Rückgang der Bestände und zum Erlöschen zahlreicher Populationen (TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996). Neben direkter menschlicher Verfolgung, deren Bedeutung deutlich zurückgegangen ist, wird die Störung als eine der massivsten Gefährdungsursachen angeführt (TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996). Auch für Österreich wird vermutet, dass Störungen ein zentrales Ansiedlungshindernis darstellen kann (FRÜHAUF 2005). Ein verringertes Nahrungsangebot durch Gewässerverschmutzung wirkt sich in vielen Teilen des Brutareals negativ auf die Populationen aus. Kollisionen mit Strommasten, aber auch Flugzeugen und Zügen sind für den Fischadler insbesondere am Zug eine häufige Todesursache (BAUER & BERTHOLD 1996, SCHMIDT & ROEPKE 2001). Einen weiteren Faktor, der in Österreich vorerst noch ohne Bedeutung ist, stellt die Belastung durch Biozide und Schwermetalle dar.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: In geeigneten Brutgebieten wie den Donau- oder Traun-Auen sollte die Störung verringert werden (FRÜHAUF 2005). Maßnahmen gegen die Verfolgung von Greifvögeln sollten ergriffen werden.

31.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Fischadlers.

31.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

31.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen des Fischadlers in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

31.1.11 Literatur

FISHER, P.R.; NEWTON, S.F.; TATWANY, M.A. & GOLDSPINK, C.R. (2001): The status and breeding biology of the Ospreys *Pandion haliaetus* in the Middle East. Vogelwelt 122: 191-204.

FISHER, P.R.; NEWTON, S.F.; TATWANY, M.A. & GOLDSPINK, C.R. (2001): Variation in the diet of Ospreys *Pandion haliaetus*, Farasan Isalnds, southern Red Sea – preliminary observations. Vogelwelt 122: 205-218.

KHUK, R. (1929): Beobachtungen am Fischadlerhorst und bei der Aufzucht eines jungen Adlers. Beitr. Fortpfl. Biol. Vögel 5: 1-6 und 54-60.

MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2001, Hrsg.): Jahresbericht 2000 zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 13. Martin-Luther-Universität. Halle/Saale. 112 pp.

MAYER, G.T. (1986): Oberösterreichs verschwundene Brutvögel. Jb. Oö. Mus.-Ver. 131: 129-155.

ODSJÖ, T & SONDELL, J. (2001): Population status and breeding success of Osprey *Pandion haliaetus* in Sweden. Vogelwelt 122: 155-166.

ÖSTERLÖF, S. (1951): The migration of Swedish Ospreys. Vår Fågelvärld 10: 1-15.

POOLE, A.F. (1998): Ospreys - a natural and unnatural history. Cambridge University Press, Cambridge-New York.

SCHMIDT, D. (2001): Die Bestandsentwicklung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in Deutschland im ausgehenden 20. Jahrhundert. Vogelwelt 122: 117-128.

SCHMIDT, D. & ROEPKE, D. (2001): Zugrouten und Überwinterungsgebiete von in Deutschland beringten Fischadlern *Pandion haliaetus*. Vogelwelt 122: 141-146.

SCHMIDT, D. & WAHL, R. (2001): Horst- und Partnertreu beringter Fischadler *Pandion haliaetus* in Ostdeutschland und Zentralfrankreich. Vogelwelt 122: 129-140.

THIOLLAY, J.-M. & WAHL, R. (1998): Le balbuzard pecheur *Pandion haliaetus* nicheur en France continentale. Ecologie, dynamique et conservation. Alauda 66: 1-12.

31.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Fischadler tritt zu den Zugzeiten normalerweise nur einzeln oder zu zweit in Österreich auf, es sind keine Plätze bekannt, wo die Art regelmäßig in größerer Zahl auftritt. Aufgrund der überall geringen Zahlen ist daher eine Angabe von Indikatoren zum günstigen Erhaltungszustand zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich und auch nicht sinnvoll.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

32 A098 *FALCO COLUMBARIUS*

32.1 Schutzobjektsteckbrief

32.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Merlin

Englisch: Merlin, Französisch: Faucon émerillon, Italienisch: Smeriglio, Spanisch: Esmerejón

32.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Falconidae – Falken

Merkmale: Kleinster europäischer Falke. Flugsilhouette erinnert an Wanderfalken. Brustlastig mit breitem Armflügel und spitzen Flügeln. Schwanz mittellang. Aufgrund der geringen Größe hat der Merlin einen schnellen Flügelschlag. Jagt oft knapp über dem Boden. Sehr wendiger Flieger.

32.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Merline sind monogam, möglicherweise bleiben Paare über mehrere Brutsaisonen zusammen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Fortpflanzung: Das Nest kann in Felsen, am Boden oder auf Bäumen angebracht sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Bodennester bestehen aus einer seichten Mulde. Für Baumbruten werden Nester von Krähen *Corvidae*, Raufußbussard *Buteo lagopus*, Fischadler *Pandion haliaetus* oder Steinadler *Aquila chrysaetos* genutzt. Auch Bruten in Höhlen von Schwarzspecht *Dryocopus martius* und Schellente *Bucephala clangula* sind nachgewiesen. Die Gelegegröße liegt bei 4-5 Eiern, seltener drei oder sechs Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In North Yorkshire (England) lag die mittlere Gelegegröße von 104 Nestern bei 3,96 Eiern (WRIGHT 1997). In Northumberland wiesen 194 Gelege eine mittlere Größe von 4,2 Eiern auf (NEWTON et al. 1986). Eine sieben Gebiete in England vergleichende Studie ergab eine mittlere Gelegegröße von 4,2 (3,7-4,4) Eiern (NATTRASS et al. 1993).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Merlin ist ein spezialisierter Kleinvogeljäger (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Anteil an Kleinsäugern steigt in Gradationsjahren, überschreitet aber nie 10 %. Bevorzugt werden Vögel bis zu Drosselgröße wie Pieper, Stelzen, Lerchen, Finken und Ammern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, CRESSWELL 1996). Es werden aber auch größere Vögel bis etwa Taubengröße gefangen. Zur Zugzeit und in den Winterquartieren nimmt der Anteil an Limikolen, Schwalben, Lerchen, Staren und Finken zu.

Die Beute wird hauptsächlich in der Luft erbeutet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Der Zugriff kann von unten nach bodennahen Verfolgungsflug, von oben nach Stoßflug oder von der Seite erfolgen. In Galloway (Schottland) führten Merline im Winter 64 % ihrer Attacken knapp über dem Boden (< 1 m) aus (DICKSON 1996a). 17,8 % der Jagdflüge erfolgten durch Stoßflüge ausgeführt aus mindestens 10 m Höhe. Verfolgungsflüge über weitere Strecken mit einzelnen Attacken wurden in 10,8 % der Fälle durchgeführt. Die meisten Jagdflüge starten von einer niedrigen Warte (< 2 m) aus (CRESSWELL, 1996, DICKSON 1996a). Das Plündern von Nestern wird von einigen Autoren beschrieben (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, DICKSON 1996b).

32.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Merlin bevorzugt als Bruthabitat offene, baumarme Flächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Er bewohnt die Birken- und Weidenzone in Mooren und kommt an

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Rändern lichter Kiefernwälder vor. Weiters brütet er in offenen Küstenlandschaften sowie baumarme Hügel- und Bergländer. In Nordamerika dringt die Art in urbane Gebiete vor und nutzt hier Nadelbäume als Brutplatz (SIEG & BECKER 1990).

Auf dem Zug und im Winterquartier ist er ähnlich zu den Brutbiotopen in baumarmen Habitaten zu finden. Zu diesen zählen Marschgebiete an Küsten und auf Inseln, sowie ausgedehnte Acker- und Wiesengebiete. Gerne hält er sich in der Nähe von Gewässern auf, sofern ein ausreichendes Angebot an Kleinvögeln vorhanden ist.

32.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg ist nach HAGEN (1952) in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1989) ähnlich zur Siedlungsdichte und der Größe des Jagdreviers vom Nahrungsangebot abhängig. So stellte HAGEN in Dovre-Fjell (Südnorwegen) in nahrungsarmen Jahren einen Bruterfolg von 2,0 Jungvögel/Brutpaar fest, in nahrungsreichen Jahren hingegen 3,25 Junge/Brutpaar. Für Nordengland wurde ein durchschnittlicher Bruterfolg von 2,4 Jungvögeln/Brutpaar erhoben (BIBBY & NATTRASS 1986). In North Yorkshire lag der Bruterfolg bei 2,9 Jungen/Brutpaar (WRIGHT 1997). Es gibt nur wenige Studien über die Siedlungsdichte der Art, die meisten stammen aus Großbritannien. WRIGHT (1997) stellte in drei Untersuchungsgebieten in North Yorkshire (England) eine maximale Siedlungsdichte von 10,3-13,9 Brutpaaren/100 km^2 in den Jahren 1983-1994 fest. In Northumberland lag die Dichte auf zwei Probeflächen in den Jahren 1974-1975 mit 7-9 Brutpaaren/100 km^2 etwas darunter (NEWTON et al. 1986). Für Nordengland wurde für die Jahre 1983-1984 eine Dichte von 2,3 Brutpaaren/100 km^2 geschätzt (BIBBY & NATTRASS 1986). Neuere Studien geben Dichten bis zu 8 Brutpaaren/100 km^2 an (G. NATTRASS in WRIGHT 1997). Der Abstand zwischen zwei Horsten lag in North Yorkshire im Mittel bei 1,43 (0,35-3,1) km (WRIGHT 1997). Nach HAGEN (1952) in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1989) hängt die Siedlungsdichte vom Nahrungsangebot ab. In Mäuse- oder Lemminggradationsjahren stellte HAGEN im Dovre-Fjell (Südnorwegen) 6-8 Brutpaare fest, in nagerarmen Jahren hingegen nur 3-5 Brutpaare. Die Größe des Jagdgebiets ist ebenfalls von der Beutedichte abhängig (SODHI 1993).

Wanderungen: Der Merlin ist ein Zugvogel, der bis nach West- und Südeuropa, Nordafrika, Vorderasien und nach Afghanistan wandert (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In Mitteleuropa überwintert die Art regelmäßig und ist in offenen Acker- und Wiesenlandschaften zu finden.

32.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Merlin brütet vor allem in der Taiga- und Waldtundrenzone der Holarktis (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Nach Norden hin dringt die Art, von der 10 Rassen beschrieben sind, in die eigentliche Tundra nicht allzu weit vor.

Europa: Der Merlin brütet im Norden des Kontinents (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Art ist sowohl auf den britischen Inseln wie auch in Skandinavien zu finden.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 7.700-9.900 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestand des Merlins in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark (Faröer Inseln)	15-15	1995
Finnland	2.000-2.500	1990-1995
Irland	200-300	-
Schweden	4.200-5.700	1990
Vereinigtes Königreich	1.330-1.333	1990-1994

Österreich/Brutvorkommen: Österreich liegt außerhalb des Brutareals des Merlins.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Merlin ist in Österreich ein verbreiteter Wintergast in offenen, baumarmen Niederungs-Landschaften, ist aber überall selten und in vielen Gebieten nur ausnahmsweise zu sehen. Bei winterlichen Greifvogel-Zählungen in den Jahren 1993-1998 im Laaer Becken lag die Dichte bei 0,4 Individuen pro 10 Kilometer Zählstrecke, im Marchfeld bei 0,2 und im Steinfeld bei nur 0,1. Im Steinfeld entspricht dies fünf Exemplaren auf insgesamt 874 Kilometern, im Laaer Becken hingegen 18 Exemplaren auf 418 Kilometern (BIERINGER & LABER 1999).

32.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: ungefährdet, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Aufgrund der geringen Dichte, der leichten Übersehbarkeit der Art und damit einer nur lückenhaften Kenntnis über die Verteilung und den Bestand im Winter bzw. während des Durchzugs ist eine Entwicklung nicht abschätzbar. Im Laaer Becken, wo seit 1991/92 Mittwinterzählungen durchgeführt werden, wurden seit 1995, als mit dem EU-Beitritt 1995 geförderte Brachen eingeführt wurden, deutlich höhere (um ca. 50 %) Zahlen des Merlins – aber auch anderer Greifvogelarten – festgestellt (J. LABER & T. ZUNA-KRATKY unveröff.).

Gefährdungsursachen: Angesichts der geringen Dichte der Art und der lückenhaften Kenntnis über die Verteilung und den Bestands im Winter bzw. während des Durchzugs sind Aussagen über Gefährdungsfaktoren nicht möglich.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Angesichts der geringen Dichte der Art und der lückenhaften Kenntnis über die Verteilung und den Bestand im Winter bzw. während des Durchzugs sind Aussagen zu möglichen Schutzmaßnahmen nur begrenzt möglich. Maßnahmen, die zur Sicherung der Vorkommen anderer Greifvogelarten dienen, sollten dem Merlin auch entgegenkommen. Dazu sind in erster Linie die agrarpolitischen Förderinstrumente der EU zur Extensivierung der Landwirtschaft zu zählen wie die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL. Insbesondere sind jene Maßnahmen als zielführend anzusehen, die auch für überwinternde bzw. durchziehende Kleinvögel (Lerchen, Pieper, Drosseln, Finken, Ammern usw.) günstig sind.

32.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Merlins.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

32.1.9 Kartierung

Die Erfassung der Überwinterungs- und Durchzugsbestände durch für geographische Teilräume repräsentative Streckenzählungen in Acker- und Wiesenlandschaften (vgl. BIERINGER & LABER 1999).

32.1.10 Wissenslücken

Unser Wissen über den Bestand im Winter bzw. während des Durchzugs ist lückenhaft. Ein Monitoring und eine zusammenfassende Ausarbeitung der vorhandenen Daten wäre wünschenswert.

32.1.11 Literatur

BIBBY, C.J. & NATTRASS, M. (1986): Breeding status of the Merlin in Britain. Br. Birds 79:170-185.

BIERINGER, G. & LABER, J. (1999): Erste Ergebnisse von Greifvogel-Winterzählungen im pannonischen Raum Niederösterreichs. Egretta 42: 30-39.

CRESSWELL, W. (1996): Surprise as a winter hunting strategy in Sparrowhawks *Accipiter nisus*, Peregrines *Falco peregrinus* and Merlin *F. columbarius*. Ibis 138: 684-692.

NATRASS, M. (1994): Summary of the analysis of English Nature Licenses issued in 1993 for Schedule 1 Birds. English Nature, Peterborough.

NEWTON, I.; MEEK, E.R. & LITTLE, B. (1986): Population and breeding of Northumberland Merlins. Br. Birds 79: 155-170.

SIEG, C.H. & BECKER D.M. (1990): Nest-site habitat selected by Merlins in southeastern Montana. Condor 92: 688-694.

SODHI, N.S. (1993): Correlates of hunting range size in breeding Merlins. Condor 95: 316-321.

WRIGHT, P.M. (1997): Distribution, sit occupancy and breeding success of the Merlin *Falco columbarius* on Barden Morr and Fell, North Yorkshire. Bird Study 44: 182-193.

ZWICKER, E. & HERB, B. (1989): Untersuchungen zum Naturraumpotential der Parndofer Platte und eines Abschnitts der Leithaniederungen. Vögel. Gutachten im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung. Eisenstadt. 61 pp.

32.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Merlin ist ein seltener Wintergast, seine Aktionsräume wahrscheinlich beträchtlich. Da Bestandsdynamik und Habiatanprüche der Art (auch aufgrund der geringen Zahlen in Österreich) noch kaum untersucht ist, ist eine Angabe von Indikatoren zum günstigen Erhaltungszustand zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich und auch nicht sinnvoll.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

33 A103 *FALCO PEREGRINUS*

33.1 Schutzobjektsteckbrief

33.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Wanderfalke

Englisch: Peregrine, Französisch: Faucon pèlerin, Italienisch: Falco pellegrino, Spanisch: Halcón peregrino

33.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Accipitriformes – Greifvögel, Familie Falconidae – Falken

Merkmale: Die Weibchen dieses großen Falken sind deutlich größer als das Männchen. Kräftiger Falke („brustlastig") mit mittellangem Schwanz, spitzen Flügeln und recht breitem Armflügel. Oberseite bei Altvogel grau, Unterseite weiß mit gebändertem Bauch und Brust. Wange, Kehle und Vorderbrust sind weiß. Der Wanderfalke besitzt einen markant breiten Bartstreif. Der Jungvogel ist auf der Oberseite braun. Die Unterseite ist dagegen schmutzig-weiß mit brauner Längsstreifung.

33.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Wanderfalken sind monogam (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Zur Brutzeit wird die Horstumgebung z.T. heftig verteidigt. Brutvögel anderer Arten, die dem Falken nicht gefährlich werden können, werden hingegen in unmittelbarer Horstnähe geduldet und meist auch nicht gejagt („Burgfriede").

Fortpflanzung: Wanderfalkenhorste finden sich in Mitteleuropa fast ausschließlich in Felswänden. Baum- und Bodenbrüter, im Norden und Osten Europas häufig, sind in Mitteleuropa (noch) Ausnahmen (vgl. LANGGEMACH et al. 1997, MEBS 2001). In den letzten Jahren gewinnen Bruten an Gebäuden wie Burgen, Ruinen oder Industrieanlagen immer mehr an Bedeutung, da diese oft einer sehr geringen Störung unterliegen (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985, HELLER et al. 1995). Geeignete Neststandorte bieten trockene, vor Witterungseinflüssen geschützte Felsnischen mit ebenem Grund, vor allem kommen dabei Felsvorsprünge unter Überhängen und höhlenartige Vertiefungen in Frage (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Die Eignung von Felswänden als Brutplatz hängt vorwiegend von deren Größe und Gliederung ab: Zwar werden schon Felsen ab einer Höhe von 20 Metern besiedelt, doch haben ausgedehnte Felsformationen in der Regel auch ein höheres Angebot an witterungsgeschützten und vor Feinden sicheren Nischen und Höhlungen sowie hohe Ansitzwarten zur Jagd (KLEINSTÄUBER 1987). Als vorteilhaft (gemessen an der Kontinuität der Besetzung) erwies sich zumindest in deutschen Mittelgebirgsregionen auch eine Anlage in größeren Haupttälern mit Gewässern (VOGT 1978). Bezüglich der Exposition der Brutwände lassen sich nach Ergebnissen aus Oberösterreich und der Steiermark keine statistisch absicherbaren Präferenzen nachweisen (JIRESCH 1993, LUBER 1992), in Baden-Württemberg werden bei einem hohem Angebot an Brutfelsen Schattlagen in nordöstlicher Exposition bevorzugt (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Steirische Brutplätze liegen in Höhen zwischen 520 und 1.420 m (LUBER 1992), oberösterreichische zwischen 600 und 1.300 m (JIRESCH 1993), Brutplätze in höheren Bereichen der subalpinen Zone sind aus Österreich nicht bekannt (DVORAK et al. 1993).

Die Gelegegröße des Wanderfalken liegt in der Regel bei drei oder vier Eiern, kleinere Gelege sind selten und stammen zumeist von jüngeren Weibchen oder werden durch Störungen verursacht (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Bei frühzeitigen Gelegeverlusten (bis zu zwei

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Wochen nach Brutbeginn) kommt es zu Nachbruten, die aber nur aus 1-3 Eiern bestehen (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Die durchschnittliche Brutgröße europäischer Wanderfalkenpopulationen liegt bei 2,9-3,4 Eiern (SCHILLING & KÖNIG 1980), so z. B. bei 2,88 in Süddeutschland in den Jahren 1960-1969 (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989), bei 3,19 in Baden-Württemberg zwischen 1970 und 1978 (SCHILLING & KÖNIG 1980) und bei 3,04 in Ostfrankreich zwischen 1959 und 1968 (FORMON 1969).

Nahrung und Nahrungssuche: Aus Österreich und auch aus den übrigen Teilen der Ostalpen sind bislang keine detaillierten und repräsentativen Beutelisten veröffentlicht worden; die umfangreichsten Untersuchungen wurden in Baden-Württemberg durchgeführt. Insgesamt wurden hier bis 1985 über 100 Vogelarten in Wanderfalken-Rupfungen gefunden, darunter 34 % Drosseln, 21 % Tauben, 17 % Stare, 11 % Finken, Ammern und Sperlinge sowie jeweils fünf Prozent Lerchen und Rabenvögel; weitere sieben Prozent enthalten so unterschiedliche Arten wie Enten, andere Greifvögel, Laubsänger und Goldhähnchen. Insekten und Säugetiere machen nur einen sehr kleinen Anteil aus (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Absolut dominieren unter den Arten Haustauben mit 24,5 % (49,4 % Gewichtsanteil) und der Star mit 17,7 %, sechs weitere (Wacholderdrossel, Amsel, Eichelhäher, Singdrossel, Misteldrossel und Feldlerche) erreichen knapp fünf oder mehr Prozent (ROCKENBAUCH 1971). Im Detail hängt die Zusammensetzung der Beutelisten jedoch stark von der Lage des Brutplatzes und des Jagdgebietes ab, orientiert sich demnach hauptsächlich am Angebot; Unterschiede zu den alpinen Wanderfalkenpopulationen sind daher zu erwarten.

Wanderfalken jagen im freien Luftraum entweder von einer erhöhten Sitzwarte aus oder im gezielten Suchflug; erbeutet werden fast ausschließlich Vögel (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985).

33.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Wanderfalke ist bezüglich seiner großräumigen Lebensraumansprüche flexibel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Er meidet in Mitteleuropa während der Brutzeit lediglich ausgeräumte, intensiv bewirtschaftete Agrarlandschaften der Niederungen, große, geschlossene Wälder und ausgesprochene Hochgebirgslagen. Eine Bevorzugung bestimmter Landschaftstypen ist aber vorhanden. Da die mitteleuropäischen Wanderfalkenpopulationen fast ausschließlich in Felsen brüten, ist das Vorhandensein geeigneter Nistmöglichkeiten neben einem entsprechenden Nahrungsangebot von entscheidender Bedeutung für das Vorkommen der Art.

Die österreichischen Wanderfalken sind derzeit fast ausschließlich auf die Alpen beschränkt, wobei die Vorkommen vor allem im Bereich größerer Flusstäler sowie an den Rändern innralpiner Becken und Seen liegen. Felswände aus Sedimentgestein, also etwa Kalk, Dolomit oder Sandstein bieten dabei bessere Brutmöglichkeiten als solche in Eruptiv- oder metamorphem Gestein wie Granit oder Gneis (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Innerhalb der österreichischen Alpen werden daher an den Rändern, die vorwiegend aus Kalken aufgebaut sind, überall deutlich höhere Dichten als in den Zentralalpen erreicht. (SLOTTA-BACHMAYR & WERNER 1991a+b, LUBER 1992, JIRESCH 1993). Zusätzlich spielt jedoch in den Alpen, wo für felsbrütende Vogelarten im Vergleich zu anderen Landschaftstypen naturgemäß ein hohes Angebot an potentiellen Brutmöglichkeiten besteht, auch die Verfügbarkeit entsprechender Beutetiere eine große Rolle. In dieser Hinsicht weisen der Alpenrand und die dort einmündenden Täler (als Leitlinien des Vogelzugs) mit Sicherheit ein wesentlich höheres Angebot an mittelgroßen Vogelarten auf; optimale Reviere liegen hier in Bereichen, wo große, reich gegliederte Felswände in unmittelbarer Nachbarschaft zu nahrungsreichen Niederungen liegen (KRAMER 1991). Die höheren Siedlungsdichten sind daher mit großer Wahrscheinlichkeit auf beide Faktoren zurückzuführen. Gemieden werden innerhalb der Alpen in der Regel zu enge Seitentäler, die nur wenige Jagdmöglichkeiten bieten und hoch in der subalpinen Zone gelegene Wände, diese wahrscheinlich vorwiegend aus klimatischen, aber auch aus nahrungsökolo-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gischen Gründen. Der Waldanteil scheint in den Alpen, im Gegensatz zu manchen Mittelgebirgslagen Deutschlands (VOGT 1978), eine untergeordnete Rolle zu spielen, in der Steiermark gibt es beispielsweise Reviere mit fast Hundertprozentiger Waldbedeckung (LUBER 1992). Im Gegensatz zu den Verhältnissen in den Alpen wirkt in Mittelgebirgen und Durchbruchstälern vor allem das Angebot an geeigneten Nistplätzen limitierend auf den Wanderfalken (KRAMER 1991). Allerdings schreitet in Österreich, entgegen der Situation in Deutschland, die (Wieder)besiedlung der Mittelgebirge und der außerhalb der Alpen gelegenen Flusstäler (Donau) nur sehr langsam voran; bislang wurden aus diesen Bereichen erst einzelne Brutpaare bekannt.

33.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg lag in Baden-Württemberg in den Jahren 1966-1978 bei 2,18 Jungen pro erfolgreichem Paar. Auffälligerweise verringerte sich hier, im Gegensatz zu den skandinavischen Ländern und Großbritannien, die Reproduktionsrate der erfolgreichen Paare nicht wesentlich, die Nachwuchsrate für die gesamte Population lag hingegen, bedingt durch den hohen Anteil an erfolglosen Bruten, bei nur 1,18 Jungfalken pro vorhandenem Brutpaar (SCHILLING & KÖNIG 1980). Zur Bestandserhaltung wären hingegen, je nachdem welche Mortalitätsraten man einsetzt, zumindest in deutschen Mittelgebirgen zwischen 1,6 und 2,2 Jungvögel pro Paar erforderlich gewesen (KRAMER 1991). Aktuell liegen die Nachwuchsraten in Mitteleuropa in etwa in diesem Bereich oder leicht darüber, wie z.B. neueste Zahlen aus Österreich zeigen: In Oberösterreich schwankte die Zahl der Jungvögel pro erfolgreichem Paar 1987-1992 zwischen 1,3 und 2,1, die Nachwuchsrate lag zwischen 0,7 und 1,7 (JIRESCH 1993), in der Steiermark konnte eine Nachwuchsrate von 1,5-2, ausnahmsweise sogar 2,2 Jungvögeln/Paar festgestellt werden (LUBER 1992). Die oberösterreichischen Werte würden demnach kaum zur Bestandserhaltung ausreichen, diejenigen aus der Steiermark allerdings ohne weiteres; allerdings liegen über die Populationsdynamik alpiner Wanderfalken (vor allem die Mortalitätsraten) so gut wie keine veröffentlichten Daten vor, weshalb derartige Rückschlüsse nur mit großer Vorsicht zu betrachten sind. Nach den Ergebnis des Monitorings für Greifvögel und Eulen liegt der Bruterfolg in Europa in den Jahren 1993-2000 im Mittel bei 1,76 (1,56-1,98) Jungvögeln/Brutpaar (MAMMEN & STUBBE 2001). Dies würde nach KRAMER (1991) zur Bestandserhaltung ausreichen.

Umfangreiches Datenmaterial über Überlebensraten liegt aus Baden-Württemberg vor. So beträgt die Mortalität im ersten Lebensjahr 38 %, im zweiten 14 % (SCHILLING & WEGENER 1995). Über die Verlustursachen liegen umfangreiche Untersuchungen wiederum aus Baden-Württemberg vor (SCHILLING & KÖNIG 1980): Demnach handelt es sich um eine Kombination aus zahlreichen unterschiedlichen Faktoren, wobei indirekte oder direkte Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten einen nicht unwesentlichen Faktor darstellten. Aufprall, Verkehrsopfer und Tot durch Strom bzw. Elektroleitungen stehen in Baden-Württemberg an der Spitze der Todesursachen (SCHILLING & WEGENER 1995). Biozide spielten wahrscheinlich beim Zusammenbruch der mitteleuropäischen Wanderfalkenbestände die wichtigste Rolle, ihre Einflüsse werden unter „Gefährdung“ weiter unten diskutiert. Schlechtwetter kann unter Umständen zum wichtigsten Faktor werden, so wurden z.B. in der ehemaligen DDR rund 70 % aller aufgegebenen Bruten durch ungünstige Witterungsbedingungen (Schneefall, Regen) und den dadurch bedingten Verlust von Eiern und Jungvögeln verursacht (KLEINSTÄUBER 1987). An natürlichen Prädatoren können dem Wanderfalken vor allem Steinmarder und Uhu gefährlich werden; so gingen in Baden-Württemberg (trotz entsprechender Schutzmaßnahmen) 1968-1978 11 % aller begonnenen Bruten nachweislich durch Marder verloren, unter natürlichen Bedingungen (ohne spezifische Vorkehrungen) werden Verluste von bis zu 30 % für möglich gehalten (SCHILLING & KÖNIG 1980). Für die ehemalige DDR wird angenommen, dass Marder für durchschnittlich 15-20 % aller Verluste verantwortlich sind (KLEINSTÄUBER 1987). Uhus sind (neben dem Habicht) sowohl für Alt- als auch für Jungfalken die wichtigsten natürlichen Feinde, so wurden z. B. in Baden-Württemberg 1984 und 1985 in den Nahrungsresten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

eines Uhupaares sieben bzw. fünf Ringe von Wanderfalken gefunden, im gesamten können bis zu 10 % des Nachwuchses vom Uhu erbeutet werden (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Jungfalken in Horst können jahrweise in unterschiedlichem Ausmaß von Zecken befallen werden, so z.B. in Baden-Württemberg bis zu 23 %, wovon etwa 4/5 starben (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Direkte menschliche Einflüsse auf den Bruterfolg und die Mortalität ergeben sich durch unbeabsichtigte und beabsichtigte Störungen, vor allem durch Klettersport, Aushorstung und Abschuss. Aufgrund intensiver Schutzbemühungen (Bewachung) an gefährdeten Horsten sind die durch Menschen hervorgerufenen Negativfaktoren seit den 1970er Jahren zwar deutlich zurückgegangen, kommen aber noch immer vor (KRAMER 1991).

Das Jagdgebiet erstreckt sich auf die nähere und weitere Umgebung des Horstes, wobei Jagdflüge zumindest während der Brutzeit wahrscheinlich nicht weiter als 5-7 Kilometer vom Nest wegführen (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Die Siedlungsdichten sind sehr unterschiedlich und hängen vom Brutplatzangebot und der Größe der Jagdreviere ab (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Derzeit liegen die Dichten in den günstigsten österreichischen Brutgebieten (den Kalkalpen) wieder recht hoch: So wurden etwa in der Steiermark 0,63, in Salzburg 0,9 und in Oberösterreich 1,2 Brutpaare/100 km² festgestellt, die mittleren Horstabstände liegen zwischen 6,2 und 7,9 Kilometern (LUBER 1992, JIRESCH 1993, SLOTTA-BACHMAYER & WERNER 1991 a+b). Ausgesprochen hohe Dichten wurden mit 2,75-3,13 Brutpaaren/100 km^2 im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet gefunden (LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001). Die höchsten jemals aus Mitteleuropa gemeldeten linearen Dichten stammen vom Main (Deutschland) wo in den frühen 1950er Jahren noch sieben Paare auf einer Strecke von 12,5 Kilometern brüteten (MEBS 1965 zit. in KRAMER 1991). In den bayerischen Alpen finden sich im Optimalfall vier Paare auf einer Strecke von fünf Kilometern, der geringste Horstabstand beträgt hier lediglich 1,5 km (ESCHWEGE in KRAMER 1991).

Wanderungen: Der Wanderfalke ist Stand- und Strichvogel, wird aber gegen Norden und Osten in zunehmenden Maße zum Zugvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Während der Zug im Norden und Osten des Brutareals gerichtet ist, ziehen Vögel aus Mitteleuropa ungerichtet wie Ringfunde von in Baden-Württemberg beringten Falken bestätigen (SCHILLING & WEGENER 1995). Dispersierende Männchen wurden hier im Durchschnitt 100 km, Weibchen sogar 184 km vom Beringungsort entfernt gefunden.

33.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Als eine der wenigen kosmopolitisch verbreiteten Vogelarten brütet der Wanderfalke in zahlreichen Unterarten in allen Kontinenten mit Ausnahme der Antarktis (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989).

Europa: Der Wanderfalke besiedelt fast ganz Europa, ist allerdings überall nur in geringer Dichte und sehr lokal verbreitet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die heute sehr geringen Bestände sind das Resultat eines in den 1950er Jahren in allen Teilen Europas einsetzenden Rückgangs, der die Art speziell in Skandinavien, Nordwest-, Mittel- und Osteuropa fast zum Verschwinden brachte.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 5.500-8.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle 1: Brutbestand des Wanderfalken in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	200-250	1998-2002
Belgien	0-1	1981-1990
Dänemark (Grönland)	500-1.000	1993-1996
Deutschland	505-509	1996
Finnland	100-130	1997
Frankreich	800-1.000	1997
Griechenland	100-250	-
Irland	350-350	1998
Italien	430-550	1988-1997
Luxemburg	5-8	1998
Niederlande	0-1	1979
Portugal	25-50	1989
Spanien	1.628-1.751	1985
Schweden	60-80	1990
Vereinigtes Königreich	1.297-2.002	1991

Österreich/Verbreitung: Das österreichische Brutgebiet des Wanderfalken erstreckt sich nach dem Bestandeszusammenbruch um 1970 heutzutage wieder über den gesamten Alpenraum und reicht ostwärts bis in die steirischen Randgebirge und in den südlichen Wienerwald (DVORAK et al. 1993). Die Schwerpunkte liegen dabei in der nördlichen Kalkalpenzone, wo gegenüber den Zentralalpen höhere Dichten und geringere Horstabstände ermittelt wurden (für Salzburg siehe SLOTTA-BACHMAYR & WERNER 1991). Die meisten Horste in den Zentralalpen liegen an den Rändern größerer alpiner Täler. In den 1980er Jahren wurden im Rahmen der Brutvogelkartierung Horste zwischen 450 und 1.600 m bekannt, mit einem Schwerpunkt in der montanen Stufe zwischen 700 und 1.000 m (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: Niederösterreich: Der Bestand hat sich seit dem Tief in den 1970er Jahren wieder erholt (BERG 1997). Wanderfalken brüten verbreitet in den Randalpen sowie in den nördlichen Kalkalpen, die rezente Ausbreitung führte jedoch auch zur Wiederbesiedlung des Wienerwaldes, wo seit 1991 mindestens ein Paar erfolgreich im Südteil brütet (ZUNA-KRATKY & BERG 1995). Abseits des mehr oder weniger geschlossen besiedelten Areals besteht seit 1991 Brutverdacht für 1-2 Paare in der Wachau, einem historischen Brutgebiet (H.-M. BERG mündl.). Die höchsten Dichten werden im Ötscher- Dürrenstein-Gebiet mit 2,75-3,13 Brutpaaren/100 km^2 erreicht (LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001). Steiermark: Das steirische Hauptverbreitungsgebiet liegt im nördlichen Landesteil und umfasst im wesentlichen die nördliche Kalkalpenzone (SACKL & SAMWALD 1997). In geringerer Dichte brütet der Wanderfalke noch in den zu den Zentralalpen zählenden Niederen Tauern und südlich der Mur-Mürz-Furche (LUBER 1992). 1994 und 1995 kam es abseits der Alpen sowohl in der Ost- als auch in der Weststeiermark jeweils zu erfolgreichen Bruten (ABÖ). Die Entwicklung des steirischen Brutbestandes wird seit 1978 kontinuierlich verfolgt, dabei konnten bis 1991 insgesamt 28 Brutpaare nachgewiesen werden (LUBER 1992), zur Zeit wird er auf 35-50 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl., SACKL & SAMWALD 1997). Die mittleren Horstabstände liegen, für das gesamte Bundesland berechnet, bei 7,7 km (SACKL & SAMWALD 1997), die beiden am nahesten gelegenen Horste sind nur drei Kilometer voneinander entfernt, der größte

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Horstabstand beträgt 35 km (LUBER 1992). Die höchsten Siedlungsdichten werden in der nördlichen Kalkalpenzone erreicht, wo auf einer Fläche von ca. 2.080 km² 13 Paare (0,63/100 km²) brüten (LUBER 1992). Kärnten: Der Brutbestand wird auf 30-40 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Oberösterreich: Der oberösterreichische Wanderfalkenbestand ist fast zur Gänze auf die alpinen Landesteile beschränkt. Im Zeitraum 1997-2001 wurden 30 erfolgreich brütende Paare und acht wahrscheinliche Bruten registriert (BRADER & AUBRECHT 2003). Bezogen auf die gesamte Landesfläche (11.980 km²), ergibt sich eine Siedlungsdichte von 0,25-0,32 Brutpaaren/100 km², im aktuellen Verbreitungsgebiet, den Kalkalpen (3.840 km²) liegt die Dichte bei 1,2 Brutpaaren/100 km²; der mittlere Horstabstand liegt bei 7,9 Kilometern (JIRESCH 1993). Salzburg: Der Brutbestand wird auf 23-27 Paare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Tirol: Über die Bestandssituation und die Verbreitung in beiden Teilen Tirols sind keine ausreichenden Informationen verfügbar, doch ist davon auszugehen, dass in Nordtirol der Bestandsschwerpunkt in den Nördlichen Kalkalpen bis zum Inntal und Tal der Großache liegt (LANDMANN & LENTNER 2001). Aus Osttirol gibt es aktuelle Brutnachweise aus dem mittleren Iseltal, den Lienzer Dolomiten und dem unteren Drautal sowie aus den Tälern der Hohen Tauern (DVORAK et al. 1993, LANDMANN & LENTNER 2001). Vorarlberg: Seit Beginn der 1980er Jahr kam es zu einer neuerlichen Zunahme, es liegen Brutzeitnachweise aus aller größeren Tälern vor. Dichter besiedelt sind das Rheintal (7 Reviere), der Bregenzerwald (3-4 Paare) und das Klostertal (3-4 Paare). Einzelne Reviere erreichen nicht nur hochmontane, sondern auch subalpine Lagen. Der Gesamtbestand Vorarlbergs wird auf 20-25 Paare geschätzt (KILZER et al. 2002).

33.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/rare, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: In Österreich verlief die Entwicklung weitgehend dem generellen mitteleuropäischen Trend folgend (FRÜHAUF 2005). Der um 1950 auf 200-250 Brutpaare geschätzte österreichische Bestand fiel bis 1970 auf etwa 60 Paare und erholte sich seitdem deutlich, wobei der Ausgangsbestand der 1950er Jahre erst in den letzten Jahren wieder erreicht wurde (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Genauere Informationen sind aus der Steiermark bekannt, wo der Gesamtbestand um 1950 auf 40-50 Paare geschätzt wird und während des Populationszusammenbruchs nur einzelne Paare im Kerngebiet (Kalkalpen) überlebten; erst ab den frühen 1980er Jahren kam es wieder zu einem rasanten Aufschwung, 1991 waren wieder 28 Brutpaare bekannt, der aktuelle Brutbestand wird auf 40 Paare geschätzt (SACKL & SAMWALD 1997). Mit einiger Sicherheit ist der generelle Trend auch in den meisten anderen Bundesländern ähnlich verlaufen.

Gefährdungsursachen: Als Hauptursache für den katastrophalen europäischen Bestandsrückgang in den 1950er und 1960er Jahren wird in erster Linie die hohe Biozidbelastung diskutiert, die mit dem weiträumigen Einsatz von Schädlingsbekämpfungsmitteln seit Beginn der 1950er Jahre einhergeht (BAUER & BERTHOLD 1996). In Großbritannien und Skandinavien konnte gezeigt werden, dass das örtliche und zeitliche Muster der Pestizidanwendung (chlorierte Kohlenwasserstoffe) eng mit Rückgang und Zunahme der Wanderfalkenbestände korreliert; Eier und Gewebe der Altvögel wiesen eine hohe Belastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (DDT, HCB) auf. Gleichzeitig kam es hier zu Phänomenen wie verminderten Gelegegrößen, Dünnerwerden der Eischalen und nachfolgende Eiverluste durch Bruch beim Bebrüten, Eierfressen durch die Altvögel, erhöhte Embryonen- und Nestlingssterblichkeit. Alle diese Faktoren bewirkten in kurzer Zeit einen dramatischen Rückgang der Fortpflanzungsrate und damit einen Zusammenbruch der Population (RATCLIFFE 1980). In Mitteleuropa wird hingegen der Zusammenhang zwischen dem Pestizideinsatz und dem Populationstrend des Wanderfalken

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

unterschiedlich bewertet. Langjährige Untersuchungen zu diesem Themenkreis liegen aus Baden-Württemberg vor und wurden im Verlauf der Zeit ziemlich unterschiedlich interpretiert; zu Beginn der Untersuchungen wurde ein Biozideinfluss ausgeschlossen (KÖNIG & SCHILLING 1970) und auch zehn Jahre später wurden aufgrund einer unvergleichbar größeren Datenbasis keine Anzeichen dafür gefunden, dass Biozide die Bestandsentwicklung der Art unmittelbar beeinflusst hätten; als hauptsächliches Indiz dafür wurde die im Vergleich zu früheren Abgaben stabile Jungenzahl der erfolgreichen Paare bewertet (SCHILLING & KÖNIG 1980). Nach 1980 kam es hingegen in Baden-Württemberg zu einer fast Vervierfachung des Wanderfalkenbestandes bei gleichbleibendem (aber niedrigerem) Niveau an DDT-Belastung und einer nur minimalen Kontamination mit HCB; die ab 1978 unter einer kritischen Belastungsschwelle liegenden Biozidwerte zeigen dabei einen starken Zusammenhang auf die Bestandsentwicklung (KRAMER 1991). Für einen starken Einfluss der Biozidbelastung auf die Bestandsentwicklung spricht auch die Tatsache, dass die baden-württembergische Population in den ersten 12 Jahren intensivster Schutzmaßnahmen (mit hohen Biozidrückständen) keine Erholung zeigte, danach aber (bei geringerer Belastung) sehr schnell anwuchs. Dass sich der Bestand überhaupt halten konnte, ist wahrscheinlich auf die intensiven Schutzbemühungen (Horstbewachung, Bau von Kunsthorsten, Feindabwehr, etc., siehe SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985) zurückzuführen (KRAMER 1991).

Der direkten menschlichen Verfolgung und Störungen kam und kommt gebietsweise ein hohes Gefährdungspotential zu: Zu nennen wären etwa (in Auswahl) Störungen durch die Kletterei, Wanderer, Straßenbau und die Waldwirtschaft, direkte Verfolgung durch Abschuss, Aushorstung und (früher) Eiersammler (ausführliche Darstellung in SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). In den letzten Jahren wird die Gefahr durch Hybridisierung mit von Züchtern entkommenen Individuen diskutiert (vgl. FRÜHAUF 2005). Eine eingehendere Analyse dieser zahlreichen Einflussgrößen für österreichische Verhältnisse liegt bislang nicht vor und es bleibt daher offen, inwieweit diese Ergebnisse auf die Bedingungen im österreichischen Alpenraum übertragbar sind.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Naheliegende Maßnahmen umfassen ein Verbot (auch des Exportes) aller chlorierten Kohlenwasserstoffe und quecksilberhaltigen Biozide, sowie eine generelle Einschränkung des Einsatzes anderer Biozide in der Landwirtschaft. In besonders durch Kletterer und andere Freizeitnutzungen beanspruchten Gebieten wären Lenkungsmaßnahmen durchzuführen, die Aufklärung sollte verbessert werden und gegebenenfalls sollten Betretensverbote ausgesprochen werden (u.a. SACKL & SAMWALD 1997, KILZER et al. 2002, FRÜHAUF 2005). Illegale Aushorstungen und andere Verfolgung sollten zukünftig schwerer bestraft werden, private Greifvogelliebhaber stärker kontrolliert werden. Eine starke Einschränkung der privaten Zucht sollte überlegt werden, da sie keinen Artenschutz darstellt, sondern nur ein Anreiz für bestandsgefährdende Entnahmen ist (vgl. SCHILLING & ROCKENBACH 1985) und darüber hinaus die Gefahr genetischer Verunreinigung der Population mit sich bringt. Direkte Managementmaßnahmen (Bewachung, Schaffung neuer, marder- und wettersicherer Horstplattformen) sollten an kritischen Brutplätzen weitergeführt werden.

33.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Wanderfalken stark verantwortlich, da mindestens zwei Prozent des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

33.1.9 Kartierung

Der Wanderfalke ist eine schwer zu erhebender Vogelart, da er sich unauffällig benimmt und aufgrund seiner Färbung im Felsen schwer zu entdecken ist. Die Balz findet meist in großer Höhe statt, so dass die Vögel leicht übersehen werden können. Um die Art ausreichend zu er-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

fassen, sollten alle größeren Felsformationen auf Horst oder Altvögel abgesucht werden (vgl. JIRESCH 1993). Am auffälligsten sind die Falken während Jungenaufzucht, da Altvögel zu dieser Zeit intensiv warnen (vgl. LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001). Der Horst kann mit Hilfe eines Fernrohrs gut überwacht und der Bruterfolg festgestellt werden (vgl. JIRESCH 1993).

33.1.10 Wissenslücken

Angesichts der nun bereits seit fast zwei Jahrzehnten laufenden, umfangreichen Schutzbestrebungen und ihrer bislang großteils fehlenden Dokumentation ist ein artspezifisches Monitoring, eine kritische Analyse und damit eine zusammenfassende Bewertung von Bestandsentwicklung, Populationsdynamik, Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen erforderlich (vgl. FRÜHAUF 2005, LANDMANN & LENTNER 2001). Eine weiterreichende und -führende Schutzstrategie ist ohne derartige Basisinformationen und deren breitere Diskussion sowohl personell als auch finanziell kaum effektiv umzusetzen.

33.1.11 Literatur

FORMON, A. (1969): Contribution à l`étude d`une population de Faucons pèlerins (*Falco peregrinus*) dans l`est de la France. Nos Oiseaux 30: 22-29.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HELLER, M.; HEPP, K.; NICKOLAUS, H.; SCHILLING, F. & WEGNER, P. (1995): Gebäudebruten des Wanderfalken. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 82: 247-262.

JIRESCH, W. (1993): Bestandsaufnahme des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Oberösterreich. Egretta 36: 17-24.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KLEINSTÄUBER, G. (1987): Populationsökologische Zusammenhänge bei Erlöschen und beginnendem Neuaufbau des Wanderfalken-Brutbestandes (*Falco peregrinus*) im Mittelgebirgsareal der DDR. Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 1: 111-128.

KÖNIG, K. & SCHILLING, F. (1970): Beeinflussen Pestizide die Populationsentwicklung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Baden-Württemberg? Vogelwelt 91: 170-176.

KRAMER, S. (1991): Die Situation des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Bayern - Bestandsentwicklung, Populationsökologie, Schutzkonzept. Berichte der ANL 15: 177-216.

LANGGEMACH, T.; SÖMMER, P.; KIRMSE, W.; SAAR, C. & KLEINSTÄUBER, G. (1997): Erste Baumbrut des Wanderfalken *Falco p. peregrinus* in Brandenburg zwanzig Jahre nach dem Aussterben der Baumbrüterpopulation. Vogelwelt 118: 79-94.

LEDITZNIG, C. & LEDITZNIG, W. (2001): Großvögel im Special Protection Area Ötscher-Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten: 83-115.

LUBER, H. (1992): Der Wanderfalke (*Falco peregrinus*) wieder im Aufwind - ein Situationsbericht aus der Steiermark. Egretta 35: 111-116.

MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2001, Hrsg.): Jahresbericht 2000 zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 13. Martin-Luther-Universität. Halle/Saale. 112 pp.

MEBS, T. (1971): Todesursachen und Mortalitätsraten beim Wanderfalken (*Falco peregrinus*) nach den Wiederfunden deutscher und finnischer Ringvögel. Vogelwarte 26: 98-195.

RATCLIFFE, D.A. (1980): The Peregrine Falcon. T. & A D Poyser, Carlton.

ROCKENBAUCH, D. (1971): Die Ernährung südwestdeutscher Wanderfalken (*Falco peregrinus).* J. Orn. 112: 43-60.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SCHILLING, F. & KÖNIG, K. (1980): Die Biozidbelastung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Baden-Württemberg und ihre Auswirkungen auf die Populationsenwicklung. J. Orn. 121: 1-35.

SCHILLING, F. & ROCKENBAUCH, D. (1985): Der Wanderfalke in Baden-Württemberg - gerettet! Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 46: 7-78.

SCHILLING, F. & WEGENER, P. (1995): Beringung der Wanderfalkenpopulation in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 82: 225-245.

SLOTTA-BACHMAYR, L. & WERNER, S. (1991a): Verbreitung und Ökologie des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) im Bundesland Salzburg. Salzburger Vogelkundl. Ber. 3: 1-9.

SLOTTA-BACHMAYR, L. & WERNER, S. (1991b): Kurze Information zur Situation des Wanderfalken *Falco peregrinus* im Bereich der nördlichen Kalkalpen. Salzburger Vogelkundl. Ber. 3: 32-34.

VOGT, D. (1978) Untersuchungen zur Habitatstruktur mitteleuropäischer, felsbrütender Wanderfalken (*Falco peregrinus*). Vogelwelt 99: 201-222.

ZUNA-KRATKY, T. & BERG, H.-M. (1995): Wienerwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 127-133.

33.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Einzelvorkommen und Gebietsebene sind aufgrund der hohen Raumansprüche der Art identisch.

33.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

33.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg[24]	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre > 2,2	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre 1,6-2,2	Gesamtbruterfolg (Jungvogel/Brutpaar) im Mittel der letzten 5 Jahre < 1,6

33.3 Bewertungsanleitung

33.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

33.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“ oder Reproduktionserfolg „A“ und Bestandsentwicklung „B“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

[24] Der angeführte Wert von mindestens 1,6 Jungvögel/Brutpaar stammt aus MEBS (1971) und KRAMER (1991). Diese Werte wurden für Deutschland errechnet. Für den alpinen Raum wäre eine Überprüfung dieser Werte notwendig.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „C“: einer oder beide Populationsindikatoren „C“, außer wenn Reproduktionserfolg „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

34 A104 *BONASA BONASIA*

34.1 Schutzobjektsteckbrief

34.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Haselhuhn

Englisch: Hazel Grouse, Französisch: Gélinotte des bois, Italienisch: Francolino di monte, Spanisch: Grévol común

34.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Galliformes – Hühnervögel, Familie Tetraonidae – Rauhfusshühner

Merkmale: Dohlengroßer, plumper Hühnervogel. Kopf und Schnabel klein, Oberseite grau, Flügel bräunlich, Unterseite weißlich und dunkelbraun bis rötlich gefleckt. Das Männchen hat eine kurze, aufrichtbare Haube und einen weißlich umrahmten, schwarzen Kehlfleck. Sowie einen grauen Schwanz mit dunkler Endbinde. Weibchen mit kürzerer Haube, weiß gesprenkelter, brauner Kehle und weniger graue Oberseite.

34.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Mit Ausnahme der Zeit der Jungenführung leben Haselhühner das ganze Jahr über paarweise in Territorien. Zur Bildung kleinerer Schwärme kommt es nur im Norden des Verbreitungsgebiets, aber auch hier nicht in dem Ausmaß wie bei anderen Rauhfußhuhn-Arten. Konzentrationen in nahrungsreichen Habitaten kommen vor, sind aber immer nur von kurzer Dauer (BERGMANN et al. 1982).

Fortpflanzung: Haselhühner sind wahrscheinlich stets monogam, doch ist die Stärke der Paarbindung nicht das ganze Jahr über gleich hoch. Die Brutperiode beginnt Anfang April, die Haupt-Legeperiode sind die zweite Hälfte des April und der Mai. Haselhühner brüten nur einmal im Jahr, Nachgelege bei frühen Brutverlusten sind jedoch häufig. Das Gelege besteht zumeist aus 7-11 Eiern, die Mittelwerte schwanken in verschiedenen Gebieten der Schweiz, der ehemaligen CSSR und UDSSR zwischen 7,3 und 9,7, die Gelegegröße scheint von Norden nach Süden hin zuzunehmen. Die Bebrütung dauert 23-27 Tage. Die Dauer der Führungszeit lässt sich nicht genau eingrenzen, doch werden die Jungvögel ab einem Alter von ca. einem Monat zunehmend selbstständig und unabhängiger von der Henne. Die Nester werden am Boden und fast immer in der Nähe oder unterhalb von Deckung gebenden Strukturen wie schräg wachsenden Baumstämmen, Stockausschlägen, Gestrüpp, Jungfichten, Baumteller, Steinen und dichtem Unterwuchs angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, BERGMANN et al. 1982).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung setzt sich hauptsächlich aus vegetabilischen Teilen zusammen, wenngleich der Anteil animalischer Kost beim Haselhuhn höher ist als bei den übrigen Waldhühnern. Eine primäre Rolle kommt Birken- und Heidelbeergewächsen zu, die in allen Lebensräumen der Art vorkommen. Je nach Alter und Jahreszeit ändern sich dabei die Nahrungsquellen und -mengen. So fressen die frischgeschlüpften Küken ausschließlich kleine Insekten und obwohl der Pflanzenanteil bis zum 10. Tag noch gering bleibt, verschlingen auch einwöchige Küken schon Blatteile von 1,5 cm Länge. Mit zwei Wochen ziehen die Küken Grünteile animalischer Kost sogar vor. In der vierten Woche zupfen sie Beeren und Grassamen ab und ab der sechsten Woche werden Weiden- und Buchenlaub, bevorzugt aber krautige Pflanzen aufgenommen. Im August beträgt der Insektenanteil in der Nahrung der Jungen noch 80 %, während er bei Altvögeln auch im Sommer 20 % nicht übersteigt. Je nach Waldgesell-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

schaft und Schneelage ernährt sich das Haselhuhn im Winter und Frühling von Knospen, Blütenkätzchen und Zweigen. So weit im Gelände vorhanden, werden Hasel, Erle, Birke, Aspe, Weide, Vogelbeere und Rotbuche abgeäst. Die Hühner klettern dabei auf die äußersten Zweigspitzen und schneiden mit kurzen Schnabelhieben die Pflanzenteile ab. In schneereichen Lagen suchen sie Felsabstürze und Lawinenrinnen regelmäßig ab, um an ausgeaperten Stellen Heidelbeerknospen und Grassamen zu suchen. Auch Fichtensamen und Bucheckern werden neben getrockneten Beeren genommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, BERGMANN et al. 1982).

Im Schwarzwald ergab eine Untersuchung an telemetrierten Haselhühnern eine im Jahresablauf deutlich unterschiedliche Bedeutung verschiedener Nahrungspflanzen (LIESER 1995): Im Winter (November-Februar) ernährten sich die Vögel zu drei Viertel von den Samen (Kätzchen) von Birkengewächsen (Hasel, Birke, Erle), im Oktober und März lag deren Anteil hingegen nur bei einem Drittel. Weidengewächse (Weide und Aspe) spielten nur im Frühjahr eine Rolle (März rund ein Viertel, April knapp die Hälfte), austreibende Knospen und junge Blätter von verschiedenen Laubbäumen (etwa Buche, Esche, Weide, Vogelbeere) stellen zur Brutzeit (Mai 80 %, Juni zwei Drittel) den Hauptteil der Nahrung. Samen und Pflanzen der Bodenvegetation (Kräuter, Seggen) werden von Juni bis Oktober genutzt, besonders stark im Juli (ca. zwei Drittel) und August (mehr als 80 %), machen aber auch im Winter zumeist mehr als 10 % der Nahrung aus. Früchte und Beeren (Heidelbeere, Preiselbeere, in den Alpen auch Eberesche und Mehlbeere; ZBINDEN 1979) sind vor allem im Herbst (Maximum im September mit ca. zwei Drittel) von hoher Bedeutung. Tierische Nahrung wurde immer nur in geringen Anteilen aufgenommen. In keinem Fall spielen Nadelhölzer als Nahrungsquelle eine nennenswerte Rolle. Im französischen Jura ernähren sich Haselhühner im Winter vorwiegend von Laubholzknospen, wobei Ebereschen bevorzugt werden (DESBROSSES 1999). In schneearmen Gebieten unterscheiden sich Winter- und Herbstangebot weniger. Um die harte Winternahrung besser aufschließen zu können, nehmen die Vögel Steinchen auf.

34.1.4 Autökologie

Lebensraum: Als typischer Bewohner borealer Taigawälder ist das Haselhuhn vermutlich gleichzeitig mit dem Nadelwald nach der letzten Eiszeit in Mitteleuropa eingewandert. Hier gelang es ihm, in den Alpen die Nadel- und Mischwaldgebiete zu besiedeln und auch in reine Laubwälder vorzustoßen. Das Haselhuhn bewohnt in erster Linie unterholzreiche, größere Waldkomplexe, die durch kleinräumige Wechsel der Bestandsstruktur und eingestreute Lichtungen und Dickungen vertikal wie horizontal reich gegliedert sind; es besteht eine deutliche Bindung an junge Sukzessionsstadien. Entscheidend ist das Vorkommen von Laubbäumen (besonders Weichhölzer wie Weide, Hasel, Erle und Eberesche) sowie ein Mosaik aus schwer durchdringbaren, stufig aufgebauten Dickungen, Stangenhölzern und Plenterwäldern mit einer reichen, aber nicht zu dicht stehenden Kraut- und Hochstaudenschicht und Zwergstrauchfluren (ZBINDEN 1979, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, EIBERLE & KOCH 1975).

Diese Ansprüche können im einzelnen von ganz verschiedenen Hoch- und Niederwaldtypen erfüllt werden: Die Amplitude umfasst feuchte Niederungen (z.B. Erlenbrüche) ebenso wie trockene Hänge, Tiefland- wie Montan- und Subalpinwälder. Stark durchforsteter Wirtschaftswald wird zumeist gemieden, ebenso einheitlich dichte Bestände ohne Lichtungen. Sehr oft besiedelt das Haselhuhn hingegen forstlich vernachlässigte, kleinflächig genutzte Bauernwälder. In den Alpen besiedelt die Art vorwiegend Mischwälder, aber auch Tannen- und Fichtenwälder zwischen 600 und etwa 1.700 m, wobei die obere Verbreitungsgrenze etwa der oberen Grenze der unteren Nadelwaldstufe entspricht. Die höher gelegenen Waldstufen mit ihrer stark reduzierten Strauchschicht werden während der Brutzeit in vielen Gebieten gemieden, ebenso die Krummholzstufe (BERGMANN et al. 1982).

Detaillierte Untersuchungen zur Biotopwahl wurden bislang in Mitteleuropa vor allem in Mittelgebirgen durchgeführt, doch sind diese Ergebnisse auch auf die Haselhuhnhabitate anderer

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gebirgszüge übertragbar (BERGMANN et al. 1982). Natürliche Waldgesellschaften sind hier nur noch als kleine Reste vorhanden, der weit überwiegende Teil des Haselhuhn-Lebensraumes liegt hingegen in durch die Bewirtschaftung entstandenen oder veränderten Wäldern. Im Böhmerwald bzw. im Bayerischen Wald besiedelt das Haselhuhn in den Tälern Aufichten- und Moorrandwälder; es handelt sich um vorwiegend von der Fichte dominierte Bestände mit eingemischten Erlen, Birken, Spirken, Faulbäumen und Ebereschen, die eine reiche Krautschicht (vor allem Heidel- und Preiselbeeren) aufweisen (KLAUS et al. 1975, SCHERZINGER 1976). Im Böhmerwald sind zusätzlich baumartenreiche Erlenbachtäler mit reich entwickelter Kraut- und Strauchschichte besonders dicht besiedelt (KLAUS et al. 1975). Im Bayerischen Wald wiesen im Bergmischwald forstlich stark beeinflusste, 10-40jährige Bestände und plenterartig aufgebaute Althölzer die höchsten Dichten auf, sehr oft fand sich die Art auch an den Rändern alter Rodungen oder Bergwiesen; im Sommer spielen verschiedene Beerensträucher, im Winter Knospen von Buchen und verschiedenen Weichhölzern als Nahrungsgrundlage eine entscheidende Rolle (SCHERZINGER 1976). Zuletzt besiedelt das Haselhuhn selbst reine Bergfichtenwälder solange einzelne Buchen, Bergahorne und Ebereschen als Winternahrung zur Verfügung stehen (SCHERZINGER 1976). In der montanen Zone der Berner Alpen (Schweiz) bevorzugte die Art im Plenterbetrieb genutzte, stufige Tannen-Buchenbestände mit eingestreuten Stangenhölzern (EIBERLE & KOCH 1975). In Südkärnten wurden Haselhühner im Winter sowohl in mehrstufig aufgebauten Plenterwäldern als auch in reinen Altersklassenwäldern gefunden, wobei letztere allerdings nur in bestimmten Stadien besiedelbar sind (ZEILER et al. 2002).

Die jahreszeitlich unterschiedliche Nutzung verschiedener Wald- und Strukturtypen auf kleinem Raum konnte LIESER (1995) an telemetrierten Haselhühnern im Schwarzwald (Deutschland) zeigen: Im Sommer werden vorwiegend lückige, jüngere Laubbaumbestände mit gut entwickelter Strauch- und Krautschicht genutzt, im Spätsommer und Herbst gewannen lückige Fichtenbestände, zumeist Dickungen, an Bedeutung und nach dem Laubfall wurden dichte Nadelhölzbestände (Stangenhölzer) mit mindestens 10 % Laubholzanteil wegen ihrer guten Deckung bevorzugt.

Haselhühner sind demnach spezialisierte Bewohner der Strauch- und unteren Baumschichte. In Urwäldern sind sie einerseits in frühen Sukzessionsstadien mit kurzlebigen Pionierstadien, andererseits in der Zerfallsphase auftretenden Verjüngungen sowie an den Rändern von Mooren und Fließgewässern zu finden. Im Wirtschaftswald halten sich in Plenterwäldern und „ungepflegten“ Bauernwäldern die verschiedenen Sukzessionsstadien hingegen dauerhaft und bieten der Art ebenfalls geeignete Bedingungen (BERGMANN et al. 1982).

34.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Angaben zu Bruterfolg und Mortalität fehlen für die Art noch weitgehend. Im französischen Jura wurden zu Beginn der Führungszeit (Juni-Mittel Juli) im Schnitt 5,5 Jungvögel/Henne festgestellt, später (Mitte Juli-Ende August) hingegen nur mehr 3,4 (SCHATT 1995). In einem anderen Gebiet (ebenfalls im Jura) wurden im August im Mittel 4,8 juv./Hennen gezählt (LECLERCQ 1988). SCHATT (1995) stellt im seinem Untersuchungsgebiet einen hohen Männchenüberschuss (2,2 Hähne auf ein Weibchen) fest.

Haselhühner sind ganzjährig territorial und verfügen nur über ein geringes Dispersionsvermögen. Wahrscheinlich wandert nur ein kleiner Teil einer Population überhaupt ab, die zurückgelegten Distanzen betragen dabei immer nur wenige Kilometer. Von insgesamt 68 (in vier verschiedenen Untersuchungen) mit Sendern versehenen Vögeln konnten bei gerade zwei Abwanderungen festgestellt werden, sie erfolgten über Distanzen von 6,8 bzw. 17 Kilometer (BLATTNER 1998). Die Größe der Wohngebiete konnte bis vor kurzem nur aufgrund von Revierkartierungen und direkten und indirekten Beobachtungen an unmarkierten Vögeln abgeschätzt werden, die so errechneten Werte dürften in den meisten Fällen zu niedrig gelegen sein. Höhere Werte ergaben hingegen neuere Untersuchungen an sendermarkierten Hasel-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

hühnern in deutschen Mittelgebirgen. Im Schwarzwald nutzten drei Vögel ganzjährig Home Ranges zwischen 28,7 und 35 ha, ein nur in den Sommermonaten beobachteter Hahn hingegen nur 12 ha (LIESER 1995). Im Bayerischen Wald lag die durchschnittliche Wohngebietsgröße pro Jahreszeit (n = 44) bei 20,3 ha, wobei im Sommer und Herbst (23,1 bzw. 20,7 ha) etwas größere Gebiete genutzt wurden als im Winter und Frühjahr (16,2 bzw. 18,3 ha); die kleinsten Streifgebiete hatten hier brütende Hennen (10,2 ha), die größten erfolglos brütende Hennen auf Partnersuche mit 70-90 ha (KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995).

Zur Siedlungsdichte liegen Angaben aus verschiedenen Teilen des Verbreitungsgebiets vor, doch wurden diese fast überall mit unterschiedlichen Methoden erhoben und sind daher nicht untereinander vergleichbar. Im Bayerischen Wald wurden in optimalen Habitaten (Aufichtenwälder) mit 2,8 Männchen/km² die höchsten Dichten erreicht, im Bergmischwald wurden 1,5/km², im Bergfichtenwald nur mehr 0,7/km² erreicht (KÄMPFER-LAUENSTEIN 1997). Eine intensive Bestandsaufnahme im Schweizer Jura ergab auf einer 3 km² großen Fläche eine Zahl von 13 Revieren, dies entspricht einer Dichte von 4,3 Revieren/km² (MULHAUSER & SANTIAGO 2003). In einem für das Haselhuhn nur mehr suboptimalen Gebiet in der nordwestlichen Schweiz wurden demgegenüber auf einer Waldfläche von 136 km² nur 10-22 Reviere erfasst (BLATTNER 1998). Aus den österreichischen Alpen liegt bislang erst eine einzige Dichteangabe vor: im Nationalpark Kalkalpen (Oberösterreich) wurden entlang von 70,9 km Transektstrecke im Mittel 0,7 Reviere/km festgestellt, die am besten besiedelten Bereiche wiesen neun Reviere auf einer Länge von 8,4 Kilometern (1,1/km) auf (STEINER et al. 2002).

Wanderungen: Das Haselhuhn ist ein ausgesprochener Standvogel, bei dem schon Vertikalwanderungen oder Winterfluchtbewegungen über größere Entfernungen Ausnahmen darstellen. Ein einmal gewähltes Revier wird in der Regel lebenslang beibehalten. Kleinere Ortsveränderungen von wenigen Kilometern sind lediglich von Jungvögel bekannt (BERGMANN et al. 1982).

34.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Haselhuhn besiedelt fast die gesamte nördliche Nadelwaldzone. Die Variation verläuft klinal, die Abgrenzung von Unterarten ist daher schwierig. Je nach Quelle werden 4-8 Rassen unterschieden. Die Nordgrenze des Areals ist in etwa mit der Waldgrenze identisch und verläuft von Skandinavien ostwärts bis in die Gebirgszüge an der Kolyma, wobei im Ural 67°, am Ob etwa 66°, am Jenissei knapp 69° und an der Kolyma 68,5°Nord erreicht werden. Die Südgrenze fällt im allgemeinen mit derjenigen der Taiga zusammen, zum Teil schließt das Verbreitungsgebiet aber auch südlicher gelegene Gebirge mit ein wobei in Ostasien und Europa auch reine Laubwaldgebiete besiedelt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, BERGMANN et al. 1982).

Europa: In Europa ist das Haselhuhn vorwiegend im Osten sowie in Skandinavien zu finden. In Mitteleuropa brütet die Art heutzutage fast ausschließlich in Bergregionen, das Verbreitungsgebiet umfasst hier die Mittelgebirge im Westen Deutschlands und in der Tschechischen Republik, die Karpaten, Teile der Balkanhalbinsel sowie als Schwerpunkt den Alpenbogen. Die westlichsten Vorkommen liegen in den belgischen Ardennen, im rheinischen Schiefergebirge, in den Vogesen und im Jura (BERGMANN et al. 1982). Ein kleines Reliktvorkommen besteht augenscheinlich auch in den Pyrenäen (CATUSSE 1994). Das Haselhuhn brütet in 27 europäischen Staaten, der europäische Gesamtbestand wird (ohne Russland) auf 500.000-1.000.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 300.000-450.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestand des Haselhuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

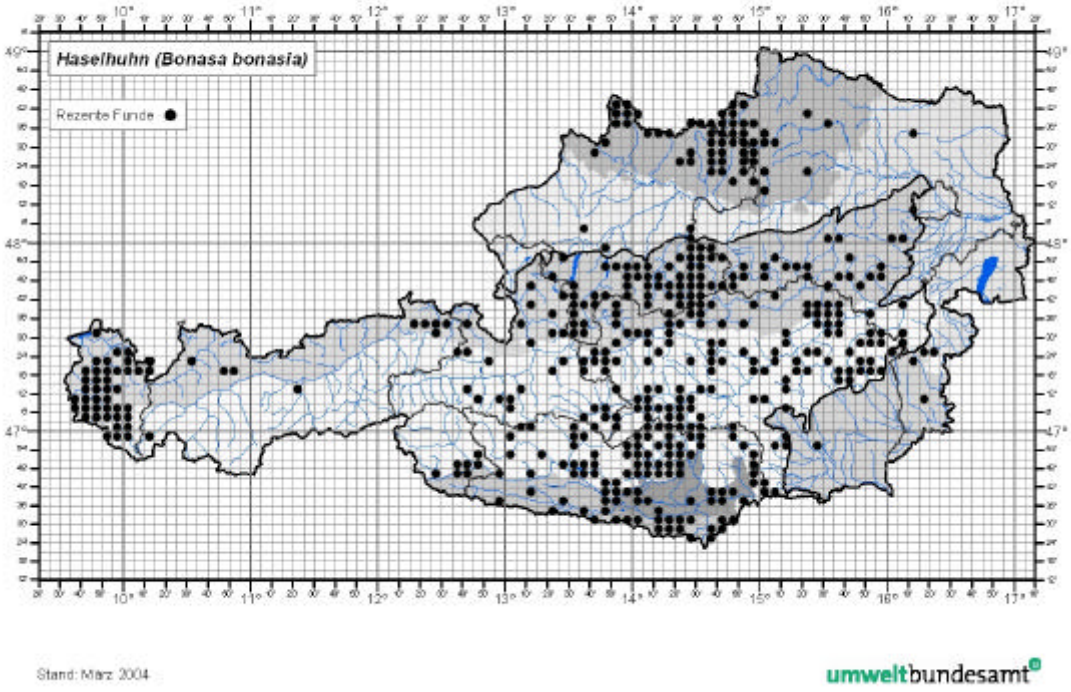
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	7.000-14.000	1998-2002
Belgien	80-150	1981-1990
Finnland	200.000-300.000	1990-1995
Frankreich	2.000-10.000	1996
Deutschland	1.500-2.100	
Griechenland	200-400	
Italien	5.000-6.000	1988-1997
Luxemburg	60-100	
Schweden	90.000-140.000	1990

Österreich/Verbreitung: In Österreich ist das Haselhuhn ein ziemlich verbreiteter, aber sehr oft übersehener Brutvogel des Alpen- und Voralpengebiets; sein Areal reicht hier vom Westrand des Bregenzerwaldes östlich bis in den südlichen Wienerwald, die Bucklige Welt, das Rosaliengebirge, das Wechselgebiet, das Joglland, die Vorberge der Fischbacher Alpen, zur Glein- und Koralpe und in den Westen der Grazer Bucht. Ein vom alpinen Areal weitgehend getrenntes Brutgebiet umfasst die höheren Lagen der Böhmischen Masse (DVORAK et al. 1993). Es ist zu erwarten, dass im Alpenraum alle geeigneten Lebensräume besiedelt sind und die Art daher eine sehr weite Verbreitung aufweist; aufgrund der schweren Nachweisbarkeit sind allerdings nur vergleichsweise wenige Vorkommen auch durch konkrete Nachweise belegt.

Österreich/Brutvorkommen: Im *Burgenland* sind Brutvorkommen im Bergland des Mittleren Burgenlandes zu erwarten, doch wurden im Rahmen der Brutvogelkartierung lediglich einzelne Herbstbeobachtungen zu Beginn der 1980er Jahre bekannt (J. REID ABÖ). Ein bemerkenswertes, isoliertes Vorkommen wurde 1984 im Südburgenland entdeckt, wo unter anderem ein Nestfund bei Neuberg im Bezirk Oberwart gelang (W. FUCHS ABÖ). In *Niederösterreich* liegt das Hauptverbreitungsgebiet in den alpinen Bereichen im Süden des Bundeslandes, wobei am Alpenostrand noch die Bucklige Welt erreicht wird. Einzelne Nachweise, die das Vorhandensein kleiner Restpopulationen möglich erscheinen lassen, gelangen noch in den 1980er Jahren im Wienerwald und in der Wachau. Die Ausdehnung des Areals im Waldviertel ist unzureichend bekannt. *Oberösterreich*: Das Haselhuhn besiedelt zwei voneinander getrennte Teilareale im Mühlviertel und in den Alpen. Die Schwerpunkte des Vorkommens liegen im inneren Salzkammergut, am Nordrand des Toten Gebirges, im Sengsen- und im Reichraminger Hintergebirge sowie im Grenzraum zu Tschechien und zum Waldviertel. Ein weiteres Vorkommen im Hausruck und im Kobernaußerwald wurde letzmals in den 1980er Jahren bestätigt und ist heute wahrscheinlich erloschen (BRADER & AUBRECHT 2003). *Steiermark* Das Haselhuhn ist im gesamten Alpenbereich ein verbreiteter, aber nirgends häufiger Brutvogel zwischen 600 und 1.500 m Seehöhe. Im Westen des Landes existieren Vorkommen im Joglland und nördlich von Hartberg (SACKL & SAMWALD 1997). Ein ehemaliges außeralpines Vorkommen in der Südoststeiermark konnte bis Anfang der 1970er Jahre bestätigt werden (HAAR et al. 1986). In *Kärnten* ist die Art in allen geeigneten Lebensräumen im gesamten Bundesland verbreitet. In *Salzburg* besiedelt die Art verbreitet geeignete Lebensräume im Bereich der Alpen. In *Tirol* ist die Verbreitung der Art nur ganz unzureichend bekannt, doch deuten die vorhandenen Nachweise an, dass geeignete Lebensräume im gesamten Land besiedelt sind (LANDMANN & LENTNER 2001). In Osttirol stammen die wenigen Beobachtungen aus der südlichen Landes-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

hälfte (MORITZ & BACHLER 2001). *Vorarlberg*: Gut bekannte Vorkommen liegen im Kleinwalsertal (R. KILZER unveröff.), im Dornbirner Berggebiet, im Rätikon, im Montafon und im Klostertal. Die Verbreitung im Bregenzer Wald ist ungenügend bekannt. Der Bestand in Vorarlberg wird auf 100-120 Brutpaare geschätzt (KILZER et al. 2002).



34.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure/ungefährdet, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Zur Bestandsentwicklung des Haselhuhns in Österreich liegen nur wenige Angaben vor. In den Randlagen des alpinen Areals (vor allem in den östlichen Bundesländern) sind viele Vorkommen in den letzten Jahrzehnten erloschen. Diese Einbußen sind wohl überwiegend auf forstliche Intensivierung in den durchwegs leichter zugänglichen niederen Lagen zurückzuführen. Indirekt ist aber allein durch diese Intensivierung, zumindest in talnahen und leicht zugänglichen Lagen, aktuell mit einer Verkleinerung der potentiell besiedelbaren Waldfläche zu rechnen. Ein zumindest leicht negativer Trend ist daher schon allein aufgrund dieser Lebensraumverluste mehr als wahrscheinlich. Die österreichischen Abschusszahlen zeigen für die letzten Jahrzehnte einen kontinuierlichen, starken Rückgang; allerdings ist das Ausmaß dieses Rückgangs nicht gleichzusetzen mit dem der Bestandsentwicklung, da vermutlich das jagdliche Interesse am heimlichen Haselhuhn deutlich nachließ (FRÜHAUF i.Dr., 2004).

Gefährdungsfaktoren: Wie alle anderen Rauhfußhühner ist auch das Haselhuhn durch mehrere, teilweise zusammenwirkende Faktoren gefährdet (BAUER & BERTHOLD 1996). An erster Stelle steht wie bei den anderen Arten der Verlust und die Verinselung geeigneter Habitate.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Besonders negativ wirken sich speziell für das Haselhuhn die allgemeine Zurückdrängung von Laubhölzern und die Einrichtung großflächiger Monokulturen, der Rückgang der Niederwaldwirtschaft und, dadurch bedingt, auch das Verschwinden weichholzreicher Dickichte aus. In der Nordwestschweiz konnte gezeigt werden, dass der Niedergang der Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung und die nachfolgende Hochwaldwirtschaft die Fläche geeigneter Haselhuhnbiotope um mehr als 2/3 reduziert hat (BLATTNER 1998). Neben diesen Veränderungen des Lebensraumes können sich auch Klimaveränderungen (v.a. die Häufung von nassen, kalten Frühsommern), Störungen und Prädatoren negativ auf bereits in ungünstigen Biotopen lebende Haselhuhnbestände auswirken. Die Bejagung spielt hingegen eine vergleichsweise geringe Rolle. Durch die Intensivierung der Forstwirtschaft entsteht eine langfristige Gefährdung, die derzeit vor allem in den stärker bewirtschafteten, talnahen Lagen bereits deutliche Auswirkungen zeigt. Weichholzreiches und Deckung bietendes Unterholz wird in den artenarmen Fichtenforsten zumeist entfernt, sodass diese für das Haselhuhn als Lebensraum praktisch ausscheiden. Durch die Erschließung mit Forststraßen wird der Wald für Mountainbiker, Wanderer, Pilz- und Beerensucher, Skifahrer und Langläufer geöffnet, die ihrerseits starke Störungen verursachen können und so zur Verschlechterung der Situation beitragen. Waldarbeiten und intensiver motorisierter Verkehr tragen ebenfalls zum allgemeinen Störungsumfang wesentlich bei. Die vielfach erwähnte Möglichkeit, auf Forststraßen Magensteinchen aufzunehmen wird zumeist überschätzt, zumindest wenn man den primären Verlust des Lebensraumes durch die Änderung der Bewirtschaftung und durch aufkommende Störungen berücksichtigt. Hohe Schalenwildbestände können schließlich die Verjüngung von Laubhölzern weitgehend verhindern und gleichzeitig die Vielfalt der Bodenvegetation beeinträchtigen; beides trägt zur Verschlechterung der Habitatqualität bei.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Primär ist auch beim Haselhuhn die Erhaltung von geeigneten Lebensräumen die vordringlichste Schutzmaßnahme. Neben der Ausweisung von speziellen Schutzgebieten wären die Lebensraumansprüche bedrohter und rückläufiger Tier- und Pflanzenarten auch bei forstlichen Planungsmaßnahmen zu berücksichtigen, was etwa durch eine Integrierung der Ansprüche dieser Arten in das Operat möglich wäre; speziell für das Haselhuhn wäre dabei die Förderung von Pionierholzarten und das Belassen von Dickungen mit einem reichen Angebot an Weichhölzern und beerentragenden Sträuchern erforderlich. Monotone Fichtenwälder und hochstämmige Buchenbestände sollten durch kleine Lichtungen und Dickungen aufgelockert werden. Neben diesen flächendeckenden Schutzmaßnahmen im Bereich des Lebensraumschutzes ist es auch notwendig in stark frequentierten Gebieten eine Besucherlenkung einzurichten, die verhindern sollte, dass geeignete, aber zu stark von Ausflüglern frequentierte Habitate vom Haselhuhn aufgrund der Störungen geräumt werden. Der Einfluss der Jagd spielt, ähnlich wie beim Alpenschneehuhn eine geringe, vernachlässigbare Rolle, trotzdem sollte gerade in Randzonen und Restvorkommen die Jagd auf diese Art eingestellt werden.

34.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Haselhuhns in Europa stark verantwortlich.

34.1.9 Kartierung

DESBROSSES (1996) beschreibt zwei Methoden zur Erfassung von Haselhühnern, die durch beide Methoden ermittelten Indices der relativen Dichte sind miteinander korreliert. Mittels Linientaxierung unter Einsatz von Klangattrappen wurden Altvögel im Frühjahr und Alt- und Jungvögel im Herbst erfasst. Die zweite Methode beruht auf dem Aufscheuchen von Alt- und Jungvögeln und wird im Herbst angewandt. Auch dabei werden Linien abgeschritten, allerdings sind bei dieser Methode mehrere BeobachterInnen parallel zueinander unterwegs. Eine Untersuchung im Jura zeigte, dass die Kombination von Zählungen der Männchen mit Klangattrappen in Kombination mit der Suche nach Spuren (Federn, Kot, Fußspuren) bei der Erfassung

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Reviere am effektivsten war (MULHAUSER & SANTIAGO 2003). Zum Verhalten von Haselhühner bei Einsatz einer Klangattrappe siehe auch DESBROSSES (2002).

34.1.10 Wissenslücken

Da selbst die Verbreitung der Art nur ungenügend bekannt sind, sind selbst einfache Vorkommensnachweise von Relevanz. Untersuchungen zur relativen Dichte in verschiedenartig strukturierten Habitaten würden Aufschlüsse über die Bedeutung bestimmter Biotoptypen bringen. Längerfristige Untersuchungen der Bestandsentwicklung wären schließlich in ausgewählten Gebieten (z.B. SPAs) zur Beurteilung von Managementmaßnahmen erforderlich.

34.1.11 Literatur

BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden. 715 pp.

BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S:; MÜLLER, F. & WIESNER, J. (1982): Das Haselhuhn. Die Neue Brehm-Bücherei 77. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 196 pp.

BLATTNER, M. (1998): Der Arealschwund des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in der Nordwestschweiz. Ornithol. Beob. 95: 10-38.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

CATUSSE, M. (1994): Hazel Grouse in the Pyrénées. Brit. Birds 87: 271-272.

DESBROSSES, R. (2002): Réponses comportementales de Gélinotte des bois *Bonasa bonasia*.à l´utilisation du rappel. Alauda 70:: 131-136.

DESBROSSES, R. (1999): Indices de présence et comportement de la Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* en hiver dans le Haut-Jura francais. Nos Oiseaux 46: 1-10.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

EIBERLE, K. & KOCH, N. (1975): Die Bedeutung der Waldstruktur für die Erhaltung des Haselhuhns. Schweiz. Zeitschr. Forstw. 125: 147-170.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

HAAR, H.; SACKL, P.; SAMWALD, F. & SAMWALD, O. (1986): Die Vogelwelt des Bezirkes Fürstenfeld. Eine Artenliste mit Anmerkungen zum aktuellen Stand der Brutvogelfauna. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 37: 1-44.

KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. (1995): Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. Naturschutzreport 10: 261-267.

KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. (1997): Habitat selection of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* and natural dynamics in different central European woodland associations. Wildlife Biology 3: 289.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KLAUS, S.; WIESNER, J. & BRÄSECKE, R. (1975): Revierstruktur und Revierverhalten beim Haselhuhn (*Tetrastes bonasia* L.). Beitr. Jagd- und Wildforschung 9: 443-452.

LANDMANN, A: & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

LECLERCQ, B. (1988): Premières données sur la comparaison de la dynamique des populations de Grand-Tétras et de Gélinotte des Bois, d´un même massif forestier du Haut-Jura. Gibier Faune sauvage 5: 273-288.

LIESER, M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald in Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. Ökol. Vögel 16, Sonderheft: 1-117.

LIESER, M. (1995): Lebensraumansprüche des Haselhuhns im Schwarzwald. Naturschutzreport 10: 239-255.

MORITZ, D. & BACHLER, A: (2001): Die Brutvögel Osttirols. Ein kommentierter Verbreitungsatlas. Eigenverlag, Lienz. 277 pp.

MULHAUSER, B. & SANTIAGO, S: (2003): Le dénombrement des populations de Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* par couplage de la méthode du rappel et de la recherche d´indices. Alauda 71: 227-235.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHATT, J. (1995): La Gélinotte des Bois dans l´Ain. Densité, sex-ratio, réproduction. Alauda 63: 253-271.

SCHERZINGER, W. (1976): Rauhfußhühner. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Heft 2. Grafenau. 71 pp.

STEINER, H.; SCHMALZER, A: & PÜHRINGER, N. (2002): Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen. Bestände, Lebensraum und Management. Mit Beiträgen über Anhang I Arten (Spechte, Eulen, Greifvögel und Rote Liste Arten). Unveröff. Endbericht im Auftrag der Nationalpark Kalkalpen Ges. m. b. H. 210 pp + Anhang.

WIESNER, J.; BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S. & MÜLLER, F. (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). J. Orn. 118: 1-20.

ZBINDEN, N. (1979): Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. Orn. Beob. 76: 169-214.

ZEILER, H.; BREUSS, M.; WÖSS, M. & SZINOVATZ, V. (2002): The structure of habitat used by Hazel Grouse *Bonasa bonasia* during winter. Acrocephalus 23: 115-122.

34.2 Indikatoren und Indikatoren

Das Haselhuhn ist in den österreichischen Alpen und im Bereich der Böhmischen Masse ein weit verbreiteter Brutvogel, es kommt in 31 Natura 2000-Gebieten vor (Standarddatenbögen). Es existieren erprobte Methoden zur Ermittelung relativer Dichten, mit höherem Aufwand ist auch eine absolute Bestandserfassung möglich. Für Haselhühner relevante Habitatstrukturen sind in großflächigen Waldgebieten nicht flächig erfassbar, daher können Habitatindikatoren beim derzeitigen Wissensstand nicht definiert werden. Die Einstufung des Erhaltungszustandes muss daher auf Populationsindikatoren basieren. Auch hier machen Auswahl und Definitionen beim derzeitigen Wissenstand größere Probleme, da erstens aus Mitteleuropa fast keine Angaben zu Bruterfolg und Mortalität vorliegen und andererseits Populationsdichten bisher mit den unterschiedlichsten Methoden erfasst wurden. Als einziger Indikator verbleibt derzeit die Bestandsentwicklung, hier können mit unterschiedlicher Methode durchgeführte Erhebungen herangezogen werden, allerdings muss die Methode natürlich in den jeweiligen Gebieten über die Zeit vergleichbar bleiben. Waldgebiete, in denen da Haselhuhn vorkommt, sind zumeist großflächig, daher ist eine Unterscheidung einzelner „Vorkommen“ im größten Teil des Verbreitungsgebiets nicht möglich. Dementsprechend können auch keine Indikatoren für einzelne Vorkommen angegeben werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

34.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

34.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

34.3 Bewertungsanleitung

34.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

34.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Wenn Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Wenn Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Wenn Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

35 A106 *LAGOPUS MUTUS*

35.1 Schutzobjektsteckbrief

35.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Alpenschneehuhn

Englisch: Ptarmigan, Französisch: Lagopéde alpin, Italienisch: Pernice bianca, Spanisch: Lagópodo alpino.

35.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Galliformes – Hühnervögel, Familie Tetraonidae – Rauhfusshühner

Merkmale: Das Alpenschneehuhn ist ein gut rebhuhngroßer Vogel mit längerem Schwanz. Die Flügel bleiben das ganze Jahr über weiß, ebenso der Bauch und die bis zu den Zehen befiederten Beine – die Beinbefiederung ist ein Merkmal der ganzen Familie der Rauhfußhühner. Die Federn an den Füßen ermöglichen ein energiesparendes, „schneeschuhähnliches" Fortbewegen auf der Schneeoberfläche. Das Gefieder der restlichen Körperpartien macht über das Jahr einen recht komplizierten Federwechsel und einen damit einhergehenden Farbwechsel durch, der eine Anpassung an den Lebensraum darstellt und den Vögeln zu jeder Jahreszeit eine optimale Tarnung verschaffen soll. Im Winter ist das gesamte Gefieder weiß. Einzig der Schwanz ist – bis auf das mittlere Federpaar – schwarz. Die Männchen sind am schwarzen Zügelstreif zu erkennen (dieses Merkmal weisen die Männchen das ganze Jahr über auf). Im Frühjahr (Mai-Juli) sind die Männchen an Kopf, Hals, oberer Brust und Teilen des Rückens und der Flanken dunkel graubraun und schwarz gefärbt. Die Weibchen zeigen zu dieser Jahreszeit eine ähnliche Verteilung der dunklen Färbung, diese ist aber heller, gröber gemustert und mit einem gelben Farbton versehen. Der restliche Körper ist weiß. Im Sommer (ab Juli) werden die dunklen Partien des Männchens im Farbton heller, und sie dehnen sich auf den gesamten Rücken bis zu den Oberschwanzdecken aus. Auch beim Weibchen nehmen die dunkel gefärbten Körperpartien im Lauf des Sommers zu.

35.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Den größten Teil des Jahres schläft das Alpenschneehuhn im Schnee und sucht nach der Schneeschmelze sogar aktiv die letzten Schneeflecke bzw. schneebedeckte Schattenhänge auf. Je nach Beschaffenheit des Schnees gräbt es sich eine bis zu einen Meter lange Schlafhöhle, scharrt es sich eine 5–20 cm tiefe Mulde oder legt es sich mit dem Kopf gegen den Wind gerichtet in eine bestehende Senke oder ein Loch. Im Sommer werden Schlafplätze auf aperem Boden, kleinen Erhebungen und Felsvorsprüngen ausgesucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Nach Beobachtungen am Großglockner steigen Alpenschneehühner abends steil bergauf, um dann fliegend einen weit entfernten Schlafplatz (2-3 km) aufzusuchen. Dieses Verhalten wird als Reaktion auf tageszeitlich unterschiedlichen Feinddruck interpretiert: in der Dämmerung ist der Steinadler nicht mehr aktiv und nachts jagenden Bodenfeinden wird durch das fliegende Aufsuchen des Schlafplatzes ein Auffinden der Vögel erschwert (VON DER HEYDE et al. 1999). Die Männchen (und nicht brütende Weibchen, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973) formen ab der ersten Julihälfte (Zeit des Ausschlüpfens der Küken) kleine Gruppen und wandern in höhere Lagen (MARTI & BOSSERT 1985). Spätsommer und Herbst verbringen Alpenschneehühner in der Schweiz in Lagen über 2.600 Metern Seehöhe (BOSSERT 1980). Aus den Hohen Tauern sind traditionelle Mauserplätze bekannt, an denen im Spätsommer größere Ansammlungen von bis zu 60 Alpenschneehühnern beobachtet werden können (BERGMANN & ENGLÄNDER 1994, SLOTTA-BACHMAYR & WINDING 1994). Im Okto-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ber/November beträgt die Größe der Trupps – in denen Alt- und Jungvögel beider Geschlechter vertreten sind – 30-50 Individuen, das beobachtete Maximum betrug 87 Vögel. Im Dezember verringert sich die Truppgröße auf 4-10 Vögel (SCHERINI et al. 2003). Nach BOSSERT (1980) ist eine winterliche Trennung der Geschlechter nur unter bestimmten Witterungs- und Schneeverhältnissen zu beobachten und geht weniger weit als beim Birkhuhn *Tetrao tetrix*.

Fortpflanzung: Die Geschlechtsreife wird wahrscheinlich im 1. Lebensjahr erreicht. In der Regel führt das Alpenschneehuhn eine monogame Saisonehe (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, SCHERINI et al. 2003). GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1973) beschreiben die Balz des Alpenschneehuhns von Anfang April bis mindestens Ende Juni. Nach neueren Daten ist Balzaktivität des heimischen Alpenschneehuhns *L. m. helveticus* durchgehend von Jänner bis Juli nachgewiesen (BOSSERT 1980, MARTI & BOSSERT 1985), sodass ganzjährige Balzaktivität angenommen werden kann. Zumindest im September/Oktober findet eine verstärkte Herbstbalz statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Genauere Daten zu dieser fehlen. Bei nordischen Populationen des Alpenschneehuhns ist die Herbstbalz unbekannt (HÖHN 1980). Sobald die Territorien zu 3-5% schneefrei sind (ab März), halten sich die Alpenschneehühner dauernd dort auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). In Vorarlberg wurde am 22.2. ein Paar bei der Nahrungssuche an einer Windkante beobachtet und die früheste Balz am 8.3. (DATENARCHIV BIRDLIFE VORARLBERG). Bei einer Population in Italien beginnt die Balz Ende März/Anfang April (SCHERINI et al. 2003). In der Vollbalz zeigen die Männchen einen Balzflug (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, SCHERINI et al. 2003). Die Paarbildung erfolgt auf den schneefreien Flächen, da diese zum Nahrungserwerb aufgesucht werden und bei Sichtkontakt Werbeverhalten ausgelöst werden kann (BOSSERT 1980). Die ausschlaggebenden Faktoren zur Nistplatzwahl sind nicht bekannt. Das Nest wird meist in den Hang hinein und unter Steine oder Zwergsträucher gebaut und ist damit gut gedeckt. Die Vögel scharren eine Nestmulde, die ganz kahl sein kann oder 1-2 cm dick mit verschiedenem Pflanzenmaterial ausgekleidet ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Daten zu Neststandorten Schweizer Alpenschneehühner geben MARTI & BOSSERT (1985) an sowie SCHERINI et al. (2003).

Die ersten Gelege werden gewöhnlich gegen Mitte Juni gezeitigt, ausnahmsweise schon in der 2. Hälfte des Mai. Die spätesten Gelege fallen gewöhnlich in der 1. Hälfte August, selten erst gegen Ende August/Anfang September aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Die Gelege von Alpenschneehühnern in der Lombardei/Italien wurden um den 10./11. Juni ± 1 Woche gezeitigt (SCHERINI et al. 2003). Die Gelegegröße beträgt (5) 6-9 Eier (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973), in Schweizer Junigelegen fanden MARTI & BOSSERT (1985) 7-8 Eier. Adulte Hennen (älter als ein Jahr) legen größere Gelege als ein Jahr alte Hennen. Das erste Gelege einer Henne ist größer als die Gelege älterer Hennen (SCHERINI et al. 2003). Es erfolgt nur eine Brut pro Jahr. Ob Brutverlust durch Nachgelege ersetzt wird, ist fraglich. Die Brutdauer beträgt 21-23 Tage (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). In Gefangenschaft betrug die durchschnittliche Brutpause von Weibchen nur 5,8 Minuten (2-11 Minuten, THALER 1983 in MARTI & BOSSERT 1985), was wohl eine Anpassung an die niedrigen Temperaturen im Lebensraum der Art ist. Aufgrund dieser Daten und eigener Beobachtungen stuften MARTI & BOSSERT (1985) Schneehennen, die länger als eine halbe Stunde durchgehend bei der Nahrungsaufnahme beobachtet wurden, als nicht brütend ein. In Jahren mit sehr schlechtem Wetter zu Beginn der Brutzeit (durchschnittliche Julitemperatur 4,7°C, Schneefall) macht ein Teil der Weibchen keinen Brutversuch (MARTI & BOSSERT 1985). Ab der ersten Woche der Bebrütung (nach Vervollständigung des Geleges) bewachen die Hähne die brütenden Weibchen und verleiten sich nahende Beobachter (SCHERINI et al. 2003).

Bei erfolgreich brütenden einjährige Hennen schlüpften im Schnitt 4,7 Küken, bei älteren Hennen 6,2 Küken (SCHERINI et al. 2003). Führende Hennen konnten Führende Hennen konnten in Vorarlberg ab dem 5. Juli beobachtet werden (DATENARCHIV BIRDLIFE VORARLBERG), in der Schweiz ab Mitte Juli (BOSSERT 1980). Die Küken fressen vom ersten Tag an selbstständig und entfernen sich an übersichtlichen Geländestellen bis mehrere Meter vom Weibchen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Sie ernähren sich ohne jede Anleitung des Weibchens. Bei Gefahr drücken sich ganz kleine Küken auf den Boden, größere fliehen in die nächsten Zwergsträucher (MARTI & BOSSERT 1985). Feinde (auch Menschen) werden vom Weibchen, manchmal auch vom Männchen, heftig angegriffen (MARTI & BOSSERT 1985, PRÄSENT 1984). Bei schlechtem Wetter werden die Küken fast die ganze Zeit des Tages vom Weibchen gehudert; die Dauer des Huderns bestimmen die Küken selbst (MARTI & BOSSERT 1985). In Vorarlberg wurden die letzten Familien um Anfang September nachgewiesen, zuletzt am 10. September (DATENARCHIV BIRDLIFE VORARLBERG).

Nahrung und Nahrungssuche: Zur Brutzeit fressen adulte Schneehühner in der Schweiz Heidelbeertriebe und Knospen der Schweizerweide *Salix helvetica*, ergänzt durch verschiedene Kräuter. Küken (und auch Weibchen) fressen in den ersten 14 Tagen Kräuter, Knospen der Schweizerweide und Insekten. Im Spätsommer bilden die Brutknollen des Knöllchenknöterichs *Polygonum viviparum* die Hauptnahrung der Vögel. Auffallend ist die Bevorzugung der kargsten Stellen zu Nahrungssuche, z.B. besonders an den Rändern von Schneeflecken. Interpretiert wird dies sowohl als Kühlung bei sommerlicher Hitze als auch mit dem dortigen Auftreten ganz frischer Knospen und Triebe. Der Nahrungserwerb von Männchen und nicht brütenden Weibchen erstreckt sich – mit Pausen – über den ganzen Tag (im Sommer 4-21 Uhr; MARTI & BOSSERT 1985), nach Angaben von DREWS et al. (1998) verbrachte ein übersommernder Trupp nur 20 % der Tageszeit mit Nahrungsaufnahme.

Ein sommerlicher Mausertrupp am Großglockner ernährte sich von einem breiten Spektrum von Kräutern. Die wichtigsten Vertreter waren Schwarzrandige Schafgarbe *Achillea atrata*, Weiden *Salix* sp., Alpen-Säuerling *Oxyria digyna*, Hahnenfuß *Ranunculus* sp. und verschiedene Vertreter der Steinbrechgewächse *Saxifragaceae* (BERTERMANN et al. 1998).

Im Hochwinter ernähren sich Alpenschneehühner von Heidelbeere *Vaccinium myrtillus*, Preiselbeere *V. vitis-idea* und Alpenazalee *Loiseleuria procumbens*. Bei strengeren Witterungsverhältnissen kommen Immergrüne Bärentraube *Arctostaphylos uva-ursi* und Feldthymian *Thymus serpyllum* hinzu. Wichtig ist Energiegehalt und Proteinreichtum der Nahrung. Die Vögel suchen gerne an Graten nach Nahrung, da sie dann auf kurze Distanz die unterschiedliche Flora von Nord- und Südhängen zur Verfügung haben. Vor den langen Winternächten zeigen Alpenschneehühner gesteigerte Nahrungsaufnahme. Im Winter wird die Nahrung oft aus dem Schnee ausgegraben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Zwischen Schneehase *Lepus timidus*, Schneehuhn und Birkhuhn *Tetrao tetrix* besteht trotz teilweiser Überlappung der Lebensräume keine nennenswerte Nahrungskonkurrenz (BOSSERT 1980).

35.1.4 Autökologie

Lebensraum: Alpenschneehühner sind Charaktervögel der arktisch-alpinen Stufe in den Alpen. Der tiefste österreichische Brutnachweis liegt auf 1.500 Metern Seehöhe (A. KAINZINGER in DVORAK et al. 1993). Die Art bewohnt baumfreie Hochgebirgslagen. Die Krummholzregion wird nur im Bereich ausgedehnter Lichtungen besiedelt. Den eigentlichen Lebensraum bilden alpine Grasfluren und Zwergstrauchheiden, vegetationslose oder -arme Geröllhalden und die Felsregionen der nivalen Stufe werden vom Schneehuhn seltener aufgesucht (DVORAK et al. 1993). Der ideale Schneehuhn-Biotop ist das Karrenfeld, wo auf engstem Raum sonnige und schattige, trockene und feuchte, den Schnee sammelnde und lange erhaltende Flächen und schmale Hohlformen mit Karflurbeständen abwechseln (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Im allgemeinen werden Vegetationszusammensetzung, das Vorhandensein von Warten, gute Deckungs- und Brutmöglichkeiten, Höhe der Bodenvegetation und der Verlauf der Schneeschmelze als Kriterien für die Territoriumsauswahl angegeben (BOSSERT 1980). In zwei Untersuchungsgebieten in Tirol (Sellraintal, Rotmoostal) wiesen die Reviere der Alpenschneehühner signifikant weniger Schnee auf als die Umgebung. Innerhalb der Reviere war der Anteil an Rostblättriger Alpenrose *Rhododendron ferrugineum* und Teppich-Weide *Salix retusa* so-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

wie der Strukturen Fels und „Moos“ größer, der Anteil an „Gras“ geringer als in der Umgebung (PEER 2001). Nach BOSSERT (1995) sind Stellen mit später Schneeschmelze als Territorien nicht begehrt In der Steiermark konnte kein Einfluss der Exposition auf die Besiedlung durch Alpenschneehühner festgestellt werden (PRÄSENT 1984), im Aletschgebiet/Schweiz lagen hingegen alle Brutterritorien auf der Nordseite der Berge (BOSSERT 1980, 1995). Felsen werden von den Hähnen gerne als Aussichtswarten genützt (MARTI & BOSSERT 1995).

35.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Bei einer Untersuchung in der Lombardei/Italien ging die Hälfte der untersuchten Gelege vor dem Schlüpfen verloren. In fast allen Fällen war Prädation der Grund für den Verlust (SCHERINI et al. 2003). In der Aletschregion/Schweiz lebten nach 4-8 Wochen noch durchschnittlich 2,6 von 6-7 geschlüpften Küken (MARTI & BOSSERT 1985). Strenge Hochwinterverhältnisse wirken sich erst im Verband mit extrem später Schneeschmelze auf den Bestand des Alpenschneehuhns negativ aus. Problematisch ist ein qualitativ und quantitativ knappes Nahrungsangebot zur Zeit der Wintermauser und zur Balzzeit (BOSSERT 1980). Unter außergewöhnlichen Wetterlagen können sich Schneehühner nicht mehr aus ihren Schlafhöhlen befreien. Als häufigste Todesursachen von erwachsenen Schneehühnern werden die Jagd und Nachstellungen durch Steinadler und Fuchs genannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Die Verluste durch Prädatoren können beträchtlich sein. SCHERINI et al. (2003) beobachteten Gelegeverluste durch Wanderfalke (Erbeutung des brütenden Weibchens), Alpendohle *Pyrrhocorax graculus* und Murmeltier *Marmota marmota*,. Als weitere Bodenfeinde sind Hermelin *Mustela ereminea,* Mauswiesel *M. nivalis* und Fuchs *Vulpes vulpes* beschrieben worden (DREWS et al. 1998, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, MARTI & BOSSERT 1985). Alle potentiellen Luftfeinde wie Steinadler *Aquila chrysaetos* (der Hauptprädator des Alpenschneehuhns), Bartgeier und Kolkrabe *Corvus corax* werden nach der Entdeckung einäugig fixiert. Bei weiterer Annäherung ducken sich die Hühner und schleichen in Deckung (DREWS et al. 1998, s. Fotos in DUNGLER 2003).

Die Größe der Brutterritorien beträgt in den Schweizer Alpen 10-12 ha. Lage, Größe und Anzahl der Brutterritorien blieb über 20 Jahre nahezu unverändert (BOSSERT 1980, 1995). In den Hohen Tauern/Österreich wurde auf einer Probefläche im Bereich der Wald- und Baumgrenze eine Siedlungsdichte von 3,2 Brutpaaren/km^2 gefunden und eine ökologische Siedlungsdichte von 4,4 Brutpaaren/km^2 errechnet, wobei in letztere nur die waldfreien Flächen einflossen (SLOTTA-BACHMAYR & WINDING 1994). Auf zwei Untersuchungsflächen in Tirol wurde eine Siedlungsdichte von 7 bzw. 2-3 rufenden Hähnen/km^2 ermittelt (PEER 2001). DUNGLER (2003) ermittelte im Weißseegebiet/Salzburg eine Siedlungsdichte von 4,04 Revieren/km^2. Von der Schloßalm/Salzburg wurde eine Dichte von 4,2-5,5 Revieren/km^2 berichtet (WINDING et al. 1992 in DVORAK et al. 1993). Im Sengsengebirge/Oberösterreich betrug die Siedlungsdichte im Biotop „Latsche“ 1,6 Brutpaare/km^2, im Biotop „alpiner Rasen“ 3,4 Brutpaare/km^2 (HOCHRATHNER 1994 und 1999 in BRADER & AUBRECHT 2003). Im Aletschgebiet/Schweiz wurden zur Brutzeit 4,7 Hähne bzw. 3,2 Paare/km^2 gefunden (BOSSERT 1980), eine neueren Untersuchung in diesem Gebiet ermittelte einen Bestandsanstieg auf 10 territoriale Hähne bzw. 6,6 Brutpaare/km^2. Im Winter hielt das gleiche Untersuchungsgebiet 4-5 Hähne bzw. 2,5 Paare/km^2 (BOSSERT 1995). Schätzungen aus den Bayerischen Alpen ergaben Werte von 1-2,5 Brutpaaren/km^2 (K. ALTRICHTER in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Wanderungen: Nach bisherigen Befunden bleiben die Alpenschneehühner das ganze Jahr über in der subnivalen, alpinen oder oberen subalpinen Zone (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Zur Höhenwanderung der Männchen und nicht brütenden Weibchen und den Ansammlungen an traditionellen Mauserplätzen siehe oben. Die Jungvögel werden im Alter von 2-3 Wochen vom Weibchen ebenfalls in höhere Lagen geführt. Im Winter wandern die Hühner wieder etwas talwärts, können aber selbst bei großer Kälte noch in 2.500-2.800 m Seehöhe angetroffen werden. Bei Schneefall können die Vögel kurzfristig bis unter die Baumgrenze auswei-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

chen (lokal bis 1.300-1.400 m), wo sie sich jedoch nur kurz aufhalten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

35.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Alpenschneehuhn kommt zirkumpolar in der arktischen und subarktischen Zone vor. Die nördlichsten Vorkommen erreichen Nordgrönland. Reliktpopulationen aus der letzten Eiszeit leben in den alpinen und nivalen Stufen von Schottland, den Alpen, den Pyrenäen, Japan und Neufundland. Bei gemeinsamem Vorkommen mit dem Moorschneehuhn bewohnt das Alpenschneehuhn höhere Regionen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Europa: Das mitteleuropäische Vorkommen (*L. mutus helveticus*) erstreckt sich über Deutschland, die Schweiz, Frankreich, Italien, Liechtenstein, Österreich und Slowenien. Ein weiteres isoliertes Vorkommen besteht in den Pyrenäen Frankreichs und Spaniens (*L. mutus pyrenaicus*). In Nordeuropa erstreckt sich das Vorkommen des Alpenschneehuhns von Island (*L. m. islandorum*) und Schottland (*L. m. millaisi*) in die skandinavischen Länder und Russland (Kola-Halbinsel, Ural; *L. m. mutus*) sowie verschiedene arktische Inseln (Spitzbergen, Franz-Joseph-Land, Bäreninsel; *L. m. hyperboreus;* GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

Europäische Union: Der Brutbestand des Alpenschneehuhns in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 170.000-325.000 Brutpaare. Die Europäische Union hält nahezu 100 % des Bestandes der alpinen Unterart *L. m. helveticus*: die Vorkommen in Liechtenstein und Slowenien umfassen in Summe nur 140-260 Brutpaare. Eine genaue Berechnung ist nicht möglich, da die Populationsangaben der französischen Vögel nicht nach Alpen und Pyrenäen getrennt sind (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Tabelle: Brutbestand des Alpenschneehuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

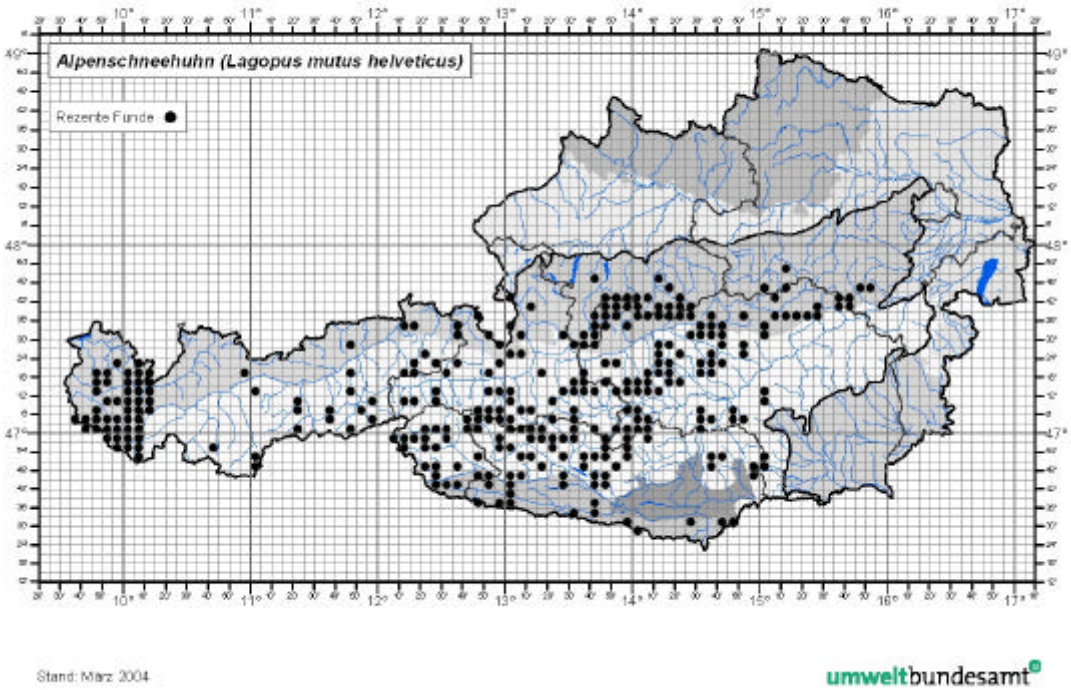
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	8.000-16.000	
Andorra	30-60	1998
Dänemark (Grönland)	1.000-4.000	
Finnland	100.000-200.000	1990-1995
Frankreich	7.000-10.000	1986
Deutschland	300-1.000	
Italien	6.000-9.000	1988-1997
Spanien	900-2.000	
Schweden	40.000-80.000	1990
Vereinigtes Königreich	10.000	1990

Österreich/Verbreitung: Das Alpenschneehuhn ist in Österreich ein verbreiteter Brutvogel der Alpinstufe im gesamten Alpenraum. Das Vorkommen erstreckt sich von Vorarlberg über das südliche Oberösterreich bis in die steirischen und niederösterreichischen Kalkalpen. Die südöstliche Arealgrenze liegt in der Südoststeiermark (Glein-, Veitsch-, Koralpe; DVORAK et al. 1993). Der österreichische Bestand wird aktuell auf 8.000-16.000 Brutpaare geschätzt.

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich*: Das niederösterreichische Vorkommen beschränkt sich auf Gipfel der Kalkalpen über 1.700 m Seehöhe. Das Brutareal erstreckt sich

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

vom Hochkar über Dürrenstein, Ötscher, Gemeindealpe, Göller und Gippel bis zur Rax und zum Schneeberg. Neuere Angaben zur Gemeindealpe fehlen. Ein Vorkommen auf dem Wechsel im steirischen Grenzgebiet scheint ungeachtet auffälliger Biotopveränderungen immer noch zu bestehen (BERG 1997). Der niederösterreichische Bestand beträgt 50-100 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Oberösterreich*: In Oberösterreich werden alle fünf höheren Gebirgsstöcke der Kalkalpen vom Alpenschneehuhn besiedelt: Dachstein, Höllengebirge, Totes Gebirge, Sengsengebirge und Haller Mauern. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen am Dachstein und im Toten Gebirge. Der oberösterreichische Bestand beträgt 100-300 Brutpaare (BRADER & AUBRECHT 2003). *Steiermark*: Im steirischen Alpenraum ist das Schneehuhn weit verbreitet. Die Vorkommen erstrecken sich von den steirisch-niederösterreichischen Kalkalpen (Rax, Schnee- und Veitschalpe, Hochschwab), den Eisenerzer und Ennstaler Alpen bis ins Tote Gebirge und ins Dachsteinmassiv. In den Zentralalpen ist die Art besonders in den Niederen Tauern, den Gurktaler und den Seetaler Alpen verbreitet. Im Steirischen Randgebirge bestehen isolierte Vorkommen auf der Glein-, Stub- und Koralpe. Ein Vorkommen am Hochwechsel konnte in den letzten Jahren nicht bestätigt werden(SACKL & SAMWALD 1997). Der steirische Bestand umfasst 1.500-3.000 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Kärnten:* Der Bestand des Alpenschneehuhns in Kärnten wird auf 1.000-2.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Salzburg*: Der aktuelle Bestand des Alpenschneehuhns beträgt 1.000-2.000 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Tirol:* In Tirol dürften alle geeigneten Gebiete vom Alpenschneehuhn besiedelt sein. Nach LANDMANN & LENTNER (2001) ist die Art derzeit als nicht gefährdet anzusehen. Tirol beherbergt mit geschätzten 4.000-8.000 Brutpaaren den größten Anteil des österreichischen Bestandes (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Vorarlberg*: Die geschlossene Verbreitung der Art reicht von der Silvretta über Rätikon, Verwall, Lechtaler Alpen und Freschengebiet bis in den hinteren Bregenzerwald. Die nördlichsten Vorposten befinden sich im Gebiet des Gottesackerplateaus und der Winterstaude (KILZER & BLUM 1991). Der aktuelle Bestand beläuft sich auf 700-1.400 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.).



© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

35.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure/ungefährdet, Rote Liste Österreich: LC (least concern/nicht gefährdet).

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, II/1 & III/2, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten.

Entwicklungstendenzen: Der Bestand des Alpenschneehuhns war in den letzten drei Jahrzehnten stabil (FRÜHAUF 2003, i. Dr.). Auf europäischer Ebene ist der Bestand des Alpenschneehuhns ebenfalls stabil (TUCKER & HEATH 1994).

Gefährdungsursachen: Mit dem sprunghaften Anstieg des Alpintourismus kam es zu zunehmenden Störungen des Alpenschneehuhns (PRÄSENT 1984). So stellte PEER (2001) fest, dass Skipisten in keinem Revier enthalten waren, was auf das Zusammenpressen des Schnees während des Skifahrens bzw. durch die Pistenpräparation (PRÄSENT 1984) zurückgeführt werde könnte. Trotz hohem Sport- und Tourismusaufkommen im Weißseegebiet/Salzburg konnte DUNGLER (2003) keine negativen Auswirkungen auf die Verbreitung von Alpenschneehühnern feststellen. Die Alpenschneehühner scheinen sich an die Nutzung des Gebiets durch den Menschen zu gewöhnen. Es war jedoch nicht auszuschließen, ob nicht bei Wegfallen anthropogen genutzter Strukturen wie präparierten Pisten die Siedlungsdichte höher wäre. Als Reaktion auf Störungen durch den Menschen (Sport, Naturtourismus) zeigen die Schneehühner verschiedene Verhaltensweisen. Eine allgemeine Überempfindlichkeit dem Menschen gegenüber konnte ausgeschlossen werden. Die Reaktionen der Hühner auf menschliche Störungen lagen im Bereich von Vermeidung („avoidance“) und Gewöhnung („habituation“). Als besonders kritischen Zeitraum stuft DUNGLER (2003) den Juni ein, da zu dieser Zeit die menschliche Nutzung in der Region beginnt, die Schneehühner aber schon einen Neststandort gewählt haben und brüten. Maßnahmenvorschläge zur Reduktion der Störung und eine Analyse des Interessenskonflikts Naturschutz und Skitourismus bieten ASTE et al. (1994); Zeitler (2001) weist auf das flächige, hohe Störungsvolumen von unkontrolliertem Skitourengehen in bezug auf Raufußhühner hin. Da Alpenschneehühner sehr konservativ in der Wahl ihrer Reviere sind, ist eine Beruhigung zentraler Vorkommen essentiell für die Sicherung des Bestandes (BOSSERT 1995). Ein weiterer Gefährdungsfaktor ist die Bejagung des Alpenschneehuhns. Aus dem Alpenraum liegen dazu leider keine quantitativen Daten vor. FRÜHAUF (2004, i.Dr.) nennt als Gefährdungsfaktoren negative Habitatentwicklungen (derzeit nur in geringem Ausmaß) durch die Aufgabe bzw. Intensivierung der Almwirtschaft (z.B. Gelegeverluste durch Viehtritt und Störeffekte), die Errichtung von Wintersportanlagen, Störung durch Wintersport und Bejagung (Tirol, Vorarlberg). Im Verwall meiden Alpenschneehühner von Schafherden und Hirschrudeln besiedelte Hochflächen (KILZER & WILLI 2001).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Grundlage für Schutzmaßnahmen sollten noch durchzuführende wissenschaftlichen Untersuchungen zur Populationsdynamik der Art in Österreich sein sowie ein regelmäßiges Monitoring des Bestandes (BERG 1997, FRÜHAUF 2004, i.Dr.). Konkret als Schutzmaßnahmen wird die Erhaltung extensiver Almwirtschaft genannt, sowie die Beruhigung und Unterschutzstellung wichtiger Brutgebiete v.a. im Hinblick auf Tourismus (speziell Wintersport; FRÜHAUF 2004, i.Dr.)

35.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für das Alpenschneehuhn stark verantwortlich, da über 30 % des Bestandes der Unterart *L. m. helveticus* in Österreich brütet.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

35.1.9 Kartierung

Zur Erfassung des Brutbestandes werden die rufenden Hähne am Morgen gezählt (BOSSERT 1995). Die Hauptaktivität der Hähne zur Revierabgrenzung erfolgt Ende Mai/Anfang Juni. Nach der akustischen Erfassung kann das Untersuchungsgebiet systematisch abgesucht werden, um die heimlicheren Hennen zu erfassen (BOSSERT 1995). Dabei werden auch alle Spuren von Alpenschneehühnern registriert (Kot- und Fraßspuren, Fährten; PEER 2001). Der Erfassungsgrad territorialer Hähne kann schon nach ein bis zwei Begehungen sehr hoch sein (BOSSERT 1995). SLOTTA-BACHMAYR & WINDING 1994) empfehlen eine „klassische" Revierkartierung, mit der nicht nur die Zahl der rufenden Hähne, sondern auch die Territoriumsgröße und -grenzen erfasst werden können. Bei fehlender Kenntnis des Kerngebietes eines Vorkommens wurde eine grundlegende systematische Begehung des Untersuchungsgebiets durchgeführt und mit Hilfe dieser Ergebnisse die genau zu kartierenden Bereiche ausgewählt (PEER 2001).

35.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der schweren Zugänglichkeit des Lebensraums ist über die Biologie des Alpenschneehuhns relativ wenig bekannt. Speziell wichtig wären Untersuchungen zur Populationsdynamik mit Klärung der Fragen zum Bruterfolg und dem Einfluss von Prädation und Störung auf denselben, zur Mortalität der Vögel und zur Standorttreue bzw. zum Dispersal. In einigen österreichischen Bundesländern wird das Alpenschneehuhn bejagt. Quantitative Untersuchungen zu den Auswirkungen der Bejagung sind wünschenswert. Weiters wären genaue Erhebungen zum Bestand der Art speziell im österreichischen Bestandeszentrum Tirol, aber auch in Salzburg und Kärnten wünschenswert, genauso wie ein langfristig angelegtes Bestandsmonitoring.

35.1.11 Literatur

ASTE, C.; KURZ, P.; PFEIFER, M.; WARBANOFF, P. & WIELAND, R. (1994): Grüne Schibergsteiger und wilde Hühner. Wie die Interessen von Wildtieren, Wald und Schitouristen aufeinandertreffen, wer sonst noch mitmischt und dabei auf der Strecke bleiben könnte am Fallbeispiel Tiroler Obernbergtal. Inst. Für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien. Kurzfassung, 35 pp.

BERG, H.-M. & RANNER, A: (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs: Vögel (Aves). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 184pp.

BERGMANN, H.-H. (1998): Natürliche Farbimprägnierung des Gefieders beim Alpenschneehuhn *Lagopus mutus*. Ornithol. Beob. 95: 173-176.

BERGMANN, H.-H. & ENGLÄNDER, W: (1996): Lebensraumnutzung des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus*) zur sommerlichen Mauserzeit. Wiss. Mitt. Nationalpark Hohe Tauern 2: 113-122.

BERTERMANN, C.; WEBER-SPARENBERG, C.; PECHURA, A.; RENARD, A.-I. & BERGMANN, H.-H. (1998): Zur Ernährung von Alpenschneehühnern *Lagopus mutus helveticus* im Sommer. Egretta 41: 15-26.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BOSSERT, A. (1980): Winterökologie des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus* Montin) im Aletschgebiet, Schweizer Alpen. Ornithol. Beob. 77: 121-166.

BOSSERT, A. (1995): Bestandsentwicklung und Habitatnutzung des Alpenschneehuhns *Lagopus mutus* im Aletschgebiet (Schweizer Alpen). Ornithol. Beob. 92: 307-314.

BRADER M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

DREWS, F.; BARTEL, R.; BRAMKAMP, M. & BERGMANN, H.-H. (1998): Das tageszeitliche Verhaltensbudget von Alpenschneehühnern *Lagopus mutus helveticus* (Thienemann 1829) im Sommerlebensraum (Hohe Tauern, Österreich). Wiss. Mitt. Nationalpark Hohe Tauern 4: 175-183.

DUNGLER, H.R. (2003): Sportökologische und wildbiologische Aspekte alpiner Hochgebirge: Das Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus helveticus*) als Indikator für Auswirkungen von Sport- und Naturtourismus auf arktisch-alpine Zonen. Universität Salzburg, unveröffentlicht

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

HAGEMEIJER W.J.M. & BLAIR, M.J. (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London, 903pp.

HÖHN, E.O. (1980): Die Schneehühner. Neue Brehm-Bücherei Band 408. Ziemsen Verlag.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österreich. Gesellschaft für Vogelkunde, Landesgruppe Vorarlberg, Wolfurt. 278pp.

KILZER R. & G. WILLI (2000 und 2001): Brutvorkommen von Anhang I - Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie im Natura 2000-Gebiet Verwall. Projektbericht an den Naturschutzfonds der Vlbg. Landesregierung.

LANDMANN A. & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 14, 1-182pp.

MARTI, C. & BOSSERT, A: (1985): Beobachtungen zur Sommeraktivität und Brutbiologie des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus*) im Aletschgebiet (Wallis). Ornithol. Beob. 82: 153-168.

PEER, K. (2001): Untersuchung zur Habitatwahl des Alpenschneehuhns (*Lagopus mutus*). Projektbericht an die Tiroler Landesregierung, Abt. Naturschutz. 15pp.

PRÄSENT, I. (1984): Zur Verbreitung und Ökologie des Alpenschneehuhns *Lagopus mutus* (Montin, 1776) in der Steiermark. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 32: 17-24.

SCHERINI, G.C.; TOSI, G. & WAUTERS, L.A. (2003): Social behaviour, reproductive biology and breeding success of Alpine Rock Ptarmigan *Lagopus mutus helveticus* in northern Italy. Ardea 91: 11-23.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SLOTTA-BACHMAYR, L. & WINDING, N. (1994): Verteilung und Siedlungsdichte von Schnee- und Birkhuhn (*Lagopus mutus, Tetrao tetrix*) im Laufe der Vegetationsperiode im Wald- und Baumgrenzbereich (Hohe Tauern, Österreich). Ornithol. Beob. 91: 195-202.

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F: (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge. 600 pp.

VON DER HEYDE, L.; LAUDAHN, V: & BERGMANN, H.-H. (1999): Aufsuchen eines Schlafplatzes bei Alpenschneehühnern *Lagopus mutus helveticus* im Sommer. Ornithol. Beob. 96: 249-254.

ZEITLER, A. (2001): Veränderungen des winterlichen Raum-Zeit-Musters von Raufußhuhn-Arten durch Skifahrer und die Begrenzung ihrer Folgen. Laufener Semionarbeiträge 1/01: 31-35.

35.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Das Alpenschneehuhn ist in den österreichischen Alpen ein weit verbreiteter Brutvogel, es kommt in 26 Natura 2000-Gebieten vor (Standarddatenbögen). Es existieren erprobte Metho-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

den zur Bestandserfassung, daher sollte die Einstufung des Erhaltungszustandes auf Populationsindikatoren basieren. In größeren Gebieten ist das Vorhandensein mehrerer „Vorkommen“ (= Vorkommen die durch größere Flächen ungeeigneten Lebensraums voneinander getrennt sind), möglich.

35.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Siehe Indikatoren für das Gebiet

35.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte (Flächen unter fünf km²)	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 5,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 2,0- 5,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 2,0

35.3 Bewertungsanleitung

35.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Erhaltungszustand „A“: Beide Indikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mindestens ein Indikator „C“, der andere nicht höher als „B“

35.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Wenn Vorkommen identisch mit Gebiet siehe oben, ansonsten:

A: >60% der Vorkommen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und <10% C

B: 30-60% der Vorkommen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und <30% C

C: <30% der Vorkommen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und >30% C

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

36 A107 *TETRAO TETRIX*

36.1 Schutzobjektsteckbrief

36.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Birkhuhn

Englisch: Black Grouse, Französisch: Tétras lyre, Italienisch: Fagiano di monte, Spanisch: Gallo-lira común

36.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Galliformes – Hühnervögel, Familie Tetraonidae – Rauhfusshühner

Merkmale: Mittelgroßer Hühnervogel mit kleinem Kopf und Schnabel. Körperfedern des Männchens überwiegend schwarz mit purpurfarbenem Glanz. Unterschwanzdecken und Unterflügel weiß, weißer Flügelstreifen. Schwanzfedern leierförmig nach außen gebogen. Weibchen einfarbig graubraun und weiß gebändert. Im Flug wird ein schmaler weißer Flügelstreif sichtbar.

36.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Männchen sind ganzjährig, die Weibchen außerhalb der Brutzeit sozial und leben in Gruppen. Die Männchen finden sich im Frühjahr auf gemeinsam genutzten Balzplätzen ein. In Mittel- und Nordeuropa sind selten mehr als 25 Männchen zusammen zu finden, in Sibirien sollen hingegen häufig 50 und mehr Männchen einen Balzplatz besetzen. Im Verlauf des Frühjahrs und Sommers lockert sich die soziale Bindung unter den Hähnen, sie sind aber auch zwischen Mai und August regelmäßig in kleinen Gruppen anzutreffen. Erst nach der Mauser ab Ende September bilden sich wieder größere Gruppen, die aber in Mitteleuropa 40 Exemplare selten überschreiten. Weibchen bleiben zur Zeit der Jungenführung solitär, ab Ende September finden sich dann die Familien zu kleineren Gruppen zusammen. Im Winter können sich größere Trupps bilden, die sich erst zu Beginn der Balzzeit wieder auflösen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Fortpflanzung: Beim Birkhuhn herrscht Promiskuität, Männchen kommen zur Gruppenbalz zusammen und werden hier von den Weibchen ausgewählt. Männchen können die Balzplätze zwar schon im Jänner und Februar aufsuchen, doch kommt das Balzgeschehen zumeist erst Mitte April so richtig in Schwung und erreicht Anfang Mai seinen Höhepunkt. Mitte Mai bis spätestens Ende Juni herrscht geringere Aktivität bis zum Ausklingen. Die meisten Kopulationen finden im Gebirge in der ersten Mai-Hälfte statt. Die ersten Gelege werden in der zweiten Mai-Hälfte gezeitigt, der Schwerpunkt der Brutaktivitäten fällt jedoch auf den Juni. Birkhühner legen in der Regel zwischen sieben und 10 Eier, die Mittelwerte zahlreicher europäischer Untersuchungen liegen zwischen 6,7 und 9,2. Wie das Auerhuhn brüten auch Birkhühner nur einmal jährlich, bei frühzeitigem Verlust wird ein kleineres Nachgelege produziert. Die Brutdauer liegt in der Regel bei 26-27 Tagen, die Jungvögel sind im Alter von vier Wochen weitgehend selbständig, bleiben aber bis zur Bildung der Winterscharen (ab Ende September) im Familienverband (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, KLAUS et al. 1990).

Die Nester des Birkhuhns sind besser gedeckt als diejenigen des Auerhuhns. Untersuchungen aus dem südostlichen Norwegen (solche aus den Alpen fehlen) zeigten, das kieferbestandene Hochmoore, Kahlschläge und lichte Nadelwälder zu Nestanlage bevorzugt wurden, baumlose Hochmoorflächen wurden hingegen gemieden (STORAAS & WEGGE 1987). Die Nester selbst liegen zumeist gut versteckt in Gräsern, Zwergstrauchbeständen und krautigen Pflanzen, oft

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

am Fuß von Bäumen, mit einer mittleren Höhe der Bodenvegetation von rund 40 cm (KLAUS et al. 1990).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Birkhuhnes wurde auch im Alpenraum in verschiedenen Gebieten untersucht (z.B. MARTI 1985, ZETTEL 1972 & 1974, KELLER, et al. 1979). Generell stellen Zwergsträucher im gesamten Areal ganzjährig die Nahrungsbasis dar, bei Schneebedeckung im Winter erfolgt eine Umstellung auf Knospen, Triebe, Nadeln und Samen verschiedenster Baumarten; im Frühjahr werden vor allem energiereiche junge Pflanzenteile und Knospen aufgenommen, im Herbst bilden, wie bei den anderen Raufußhuhnarten, Beeren oft die Hauptnahrung (KLAUS et al. 1990).

Jungvögel nehmen in den ersten Lebenswochen fast ausschließlich tierische Nahrung auf, vorwiegend kleinere Insekten wie Käfer, Schmetterlingsraupen und Ameisen, die dann sukzessive von Beeren, Früchten, frischen Trieben und Blüten ersetzt wird; schwerer verdauliches Material wie Blätter und Nadeln werden allerdings auch von älteren Jungvögeln kaum gefressen (KLAUS et al. 1990). Die Sommernahrung der Altvögel ist sehr reichhaltig, aber gebietsweise stark vom jeweiligen Angebot abhängig und daher sehr variabel; zumeist werden Blätter, Knospen, Blüten, Samen und Beeren der verschiedensten Pflanzenarten genommen. Blätter und junge Triebe von Rausch- und Heidelbeere, Blüten verschiedener Korbblütler und Samen von Hahnenfuß stellen in der Schweiz im subalpinen Wald neben ersten Beeren und Lärchennadeln die typische Sommernahrung (ZETTEL 1974). Im Herbst dominieren Beeren, wobei die Heidelbeere bei entsprechendem Angebot in den Alpen bevorzugt wird, bei geringem Angebot weichen die Vögel aber auch auf Knospen von Alpenrosen aus (ZBINDEN 1984). Im Winter sind dem Birkhuhn in der Regel durch die Schneebedeckung nur Bäume und höhere Zwergsträucher zur Nahrungssuche zugänglich. Sofern vorhanden, werden gerne Heidelbeertriebe gefressen, daneben auch Alpenrosenknospen; als Ersatznahrung bei hoher Schneelage dienen in den subalpinen Lagen der Alpen (in regional unterschiedlichem Ausmaß) Lärchentriebe und -nadeln, Birkenknospen und -blätter, Knospen und Blätter der Eberesche, Tannen- und Zirbennadeln (ZETTEL 1974, MARTI 1985, KELLER, et al. 1979). Im Frühjahr nach der Schneeschmelze bieten die zahlreichen jungen Pflanzentriebe die Nahrungsbasis des Birkhuhns, in den Zentralalpen werden zu dieser Zeit bevorzugt junge Lärchennadeln aufgenommen (ZETTEL 1974, MARTI 1985).

36.1.4 Autökologie

Lebensraum: Das Birkhuhn besiedelt Übergangsbereiche zu offenen Flächen und findet sich daher unter natürlichen Verhältnissen vorwiegend in Kampfzonen des Waldes, wo stärkerer Lichteinfall das Wachstum zahlreicher Zwerg- und Beerensträucher begünstigt. Auch durch den Menschen geschaffene Waldauflichtungen eignen sich als Birkhuhnlebensraum. Im Gebirge bevorzugt die Art den Bereich von klimatisch bedingter Wald- und Baumgrenze an nord- und nordostwärts ausgerichteten Hängen, in den Niederungen vor allem ausgedehnte Moor- und Heidegebiete und stark aufgelichtete, abwechslungsreiche Waldgebiete. Einzelne Laubhölzer (Birke, Weide, Erle, Vogelkirsche, Eberesche, Eiche) oder Nadelbäume (vor allem Lärche und Kiefer, aber auch Zirbe und Fichte) sind für den Nahrungserwerb und als Ruheplätze erforderlich. Werden die Zwergsträucher durch dichten Kronenschluss verdrängt und die Möglichkeit des Abfluges eingeschränkt, verschwindet das Birkhuhn. Völlig baumlose Gebiete werden ebenso gemieden wie reine Fichtenmonokulturen, dichte Forste und geschlossene, mehr als 40jährige Hochwälder (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Durch die ausgeprägte Sesshaftigkeit der Art ist ein reichhaltige horizontale Gliederung des Lebensraums notwendig, der den Ansprüchen zu verschiedenen Jahreszeiten gerecht wird. Das Vorhandensein einer vielgestaltigen Krautschicht im Sommer sowie Weichhölzer, Lärche und Kiefer im Winter sind von besonderer Bedeutung. Der Balzplatz liegt an den offensten, eher trockenen und flachen Stellen und zeichnet sich durch sehr niedrige Vegetation (höchstens 10 cm) aus. Geeignete Plätze findet das Birkhuhn im Zentrum größerer Waldlichtungen, in La-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

winenzügen, an der Baumgrenze, in Mooren oder auf waldnahen Wiesen und Äckern. Schlafplätze liegen vor allem in baumbestandenem Gelände mit einigem Gefälle. Die Brutplätze finden sich meist in Umgebung der Balzplätze auf Lichtungen oder an der Baumgrenze unweit von den letzten Bäumen. Das Birkhuhn ist hinsichtlich seiner Lebensraumansprüche sehr anpassungsfähig und kann am Rand seines „natürlichen" Lebensraumes auch von menschlichen Eingriffen profitieren (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

36.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Untersuchungen zu Bruterfolg und Mortalität wurden in verschiedenen Gebieten der Alpen durchgeführt, allerdings bislang nicht in Österreich. Eine stabile Population in der Schweiz wies in den Jahren 1980-2002 eine Nachwuchsrate von durchschnittlich 1,9 Jungvögeln pro Henne auf und lag damit in derselben Größenordnung wie andere Gebiete in den italienischen und französischen Alpen. In den südlichen französischen Alpen kamen alte Weibchen auf eine Nachwuchsrate von 1,85 Jungvögel pro Jahr, Weibchen im ersten Jahr hatten hingegen einen Bruterfolg von nur 0,25 Jungvögeln (CAIZERGUES & ELLISON 2000). Vergleiche mit anderen Studien zeigten, dass ein Bruterfolg von 1,5-1,7 Jungvögel/Henne zur Erhaltung einer Population ausreichend ist (ZBINDEN & SALVIONI 2003). Allgemein schwankt der Bruterfolg in verschiedenen Jahren sehr stark: Im Norden Englands und in Schottland wurden 1989 im Mittel 2,7 Jungvögel/Henne, 1990 hingegen nur 1,7 ermittelt (BAINES 1991). Die Überlebensraten lagen in den südlichen französischen Alpen für Weibchen bei 68 %, für Hähne bei 56 % und für Jungvögel bei 52 % (CAIZERGUES & ELLISON 1997). Eine Population In Nordengland wies für Altvögel eine Überlebensrate von 72 % auf, für Jungvögel lag sie hingegen im Schnitt nur bei 46 %, mit beträchtlichen jährlichen Schwankungen (WARREN & BAINES 2002).

Die Siedlungsdichten liegen in den Alpen in der Regel zwischen 1,5-5 Hähnen/km² geeigneten Habitats. Im Tessin wurden 2,5-6,6 Männchen/km² gezählt (ZBINDEN & SALVIONI 2003), in den französischen Alpen im Schnitt von 28 Probeflächen 2,4/km² (BERNARD-LAURENT 1994), im Aletschgebiet/Schweiz (ein Gebiet ohne Jagddruck) im Verlauf von 30 Jahren auf fünf Quadratkilometern im Mittel 4,8 /km² (C. MARTI in ZBINDEN & SALVIONI 2003), am Hochtannberg in Vorarlberg 280 ha 1,4-1,8 Männchen/km² (R. KILZER unveröff.) und im Nationalpark Kalkalpen schwankten die Dichten zwischen 1,6 und 3 Männchen/km² (STEINER et al. 2002).

Die Größe der Balzgruppen steht in Relation zur Siedlungsdichte einer Population: In einer Population im östlichen Mittelpolen, die seit 1990 um rund 90 % zurückgegangen war, sank auch die mittlere Größe der Balzgruppen von 8,2 auf 1,8 (KASPRZYKOWSKI 2002). In den Alpen liegen die Balzgruppengrößen aber überall noch unter diesem Wert: Im Tessin wurden im Schnitt 1,5 (ZBINDEN & SALVIONI 2003), im Kanton Schwyz ebenfalls 1,5 (MEILE 1982) und im Rahmen des Schweizer Birkhuhn-Monitorings (bearbeitet werden hier allerdings eher gute Birkhuhn-Gebiete) lag der Schnitt von 1.405 Balzplatzzählungen bei 1,8 Hähnen (ZBINDEN & SALVIONI 2003). Im Nationalpark Kalkalpen balzten durchschnittlich 1,4 Hähne pro Balzplatz, die maximale Zahl an Hähnen lag hier bei acht (STEINER et al. 2002).

Wanderungen: Birkhühner sind Standvögel. Die Männchen sind ganzjährig stark ortsgebunden, Weibchen sind etwas weniger standortstreu und können im Alpenraum ausnahmsweise bis in die Talsohle von Alpentälern und sogar in die Niederungen des Alpenvorlandes verstreichen. Aus dem Norden des Verbreitungsgebiet sind Wanderungen von einigen wenigen bis zu mehr als 20 km durch Ringfunde belegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). In den französischen Alpen verließen 81 % der jungen Weibchen den Geburtsort und brüteten im Mittel acht Kilometer (1-29) entfernt. Junge Männchen verstrichen hingegen im Schnitt nur über eine Distanz von 1,5 Kilometern, maximal 8,2 (CAIZERGUES & ELLISON 2002). Ähnliche Ergebnisse erbrachte eine Studie aus Nordengland: Auch hier zeigten junge Hennen ein ausgeprägtes Wanderverhalten und verstrichen im Herbst im Schnitt um 10,3, im Frühjahr im Schnitt um 5,8 Kilometer; keine einzige junge Henne verblieb im Gebiet wo sie erbrütet wurde. Demgegenüber

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

waren Altvögel beider Geschlechter und auch junge Hähne hier sehr standortstreu (WARREN & BAINES 2002).

36.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Areal des Birkhuhns erstreckt sich fast über die gesamte Wald- und Waldsteppenzone der Paläarktis, an manchen Stellen bis in die Steppenzone hinein. Am Südrand in Zentralasien und am südwestlichen Ende in Süd- und Mitteleuropa löst sich das Verbreitungsgebiet in zahlreiche voneinander isolierte Vorkommen auf.

Europa: In Europa sind der Osten sowie Skandinavien mit Ausnahme des norwegisch-schwedischen Grenzgebietes, der baumfreien Tundra im nördlichen Norwegen und Finnland sowie der Südspitze Schwedens flächig besiedelt. In Großbritannien umfasst das Verbreitungsgebiet Schottland und Nordengland südwärts bis Yorkshire sowie Wales. Alle Vorkommen in den mitteleuropäischen Moor- und Heidegebieten sind stark inselartig aufgesplittert. Sie reichen von den französischen Ardennen über das belgische Hohe Venn und die Niederlande bis ins nördliche Deutschland und Dänemark. Im Südwesten des Verbreitungsgebiets zieht sich ein geschlossenes Areal über den ganzen Alpenbogen, von den Seealpen an der französisch-italienischen Grenze nach Norden über die Haute-Savoie, das Aosta-Tal, die Schweizer Alpen, die Bayerischen Alpen, Österreich und in die östlichen italienischen Alpen (Südtirol, Trentino, Friaul). Im Voralpengebiet löst sich das Areal allmählich auf. (KLAUS et al. 1990).

Das Birkhuhn brütet in 25 europäischen Staaten, der europäische Gesamtbestand wird (ohne Russland) auf 450.000-800.000 Brutpaare geschätzt. Die mit Abstand größten Bestände finden sich in Finnland, Schweden und Norwegen mit zusammen 370.000-710.000 Brutpaaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 306.000-560.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Birkhuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	9.600-14.600	1998-2002
Belgien	50-75	1981-1990
Finnland	100.000-300.000	1990-1995
Frankreich	8.000-11.000	1996
Deutschland	1.600-2.200	1990-1994
Italien	10.000-15.000	1988-1997
Niederlande	29-40	1989-1991
Schweden	170.000-210.000	1990
Vereinigtes Königreich	6.510	1996

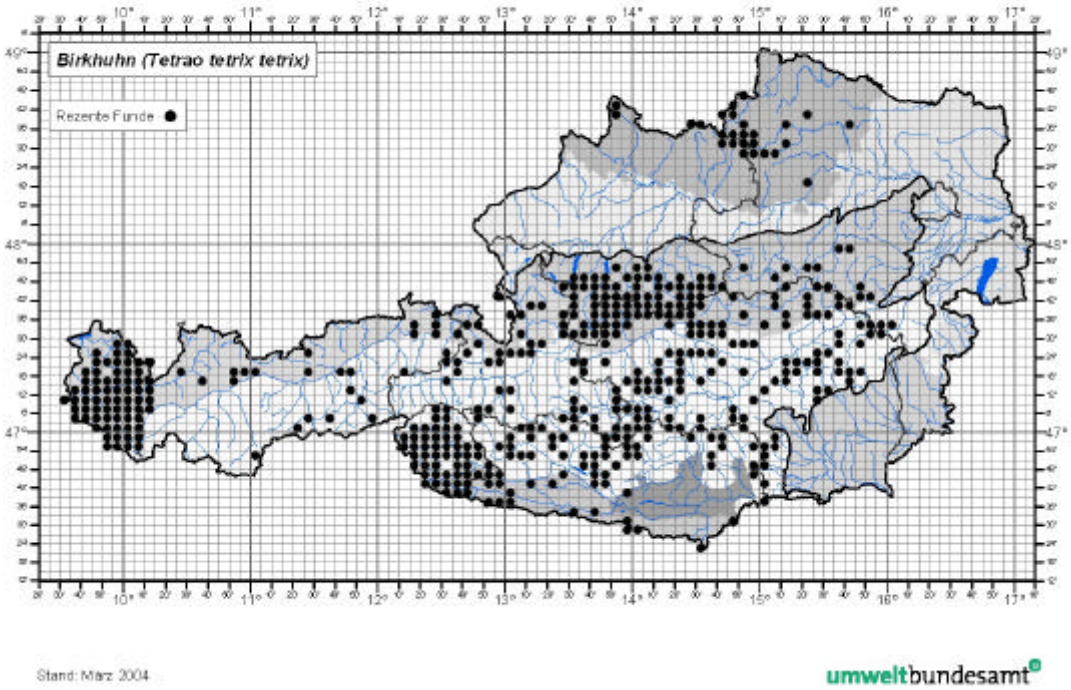
Österreich/Verbreitung: Das Birkhuhn besiedelt den gesamten österreichischen Teil der Ostalpen vom Bregenzer Wald und vom Rätikon in Vorarlberg bis zu den Niederösterreichischen Kalkalpen (Schneeberg, Rax), zum Wechsel und in die westliche Bucklige Welt (Kampstein, Kampsteiner Schwaig) in Niederösterreich und bis zum Masenberg und Rabenwald im südlichen Wechselvorland sowie zum Südabfall der Koralpe in der Steiermark. In den westlichen Bundesländern ist die Art verbreiteter und häufiger als das Auerhuhn, in den waldreichen Gebirgen Ober- und Niederösterreichs, der Steiermark und Kärntens ist das Birkhuhn aber seltener (DVORAK et al. 1993). Ein zweites, ehemals geschlossenes Brutgebiet umfasst das Mittel-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gebirgsplateau des niederösterreichischen Waldviertels und das Böhmerwaldvorland des oberösterreichischen Mühlviertels mit dem südlich der Donau gelegenen Sauwald, hier sind aber aktuell nur mehr wenige Einzelvorkommen besetzt (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich:* Das Vorkommen im Waldviertel ist aktuell auf zwei Restbestände am Truppenübungsplatz Allentsteig (aktuell 11 Exemplare, A. SCHMALZER unveröff.) und im Raum Langschlag – Groß Gerungs – Arbesbach (max. 10-20 Ex., A. SCHMALZER unveröff.) beschränkt. Alle anderen Vorkommen liegen im südlichen Niederösterreich, wo die Art im Bereich der Kalkalpen in Lagen ab 1.000 Metern Seehöhe noch recht verbreitet ist (BERG & RANNER 1997). *Steiermark*: Die Vorkommen beschränken sich auf die subalpine Zone der Alpen, hauptsächlich zwischen 1.500 und 1.900 Meter. Am Alpenostrand sind aktuelle Vorkommen im Wechselgebiet bekannt, von hier verläuft die Grenze des besiedelten Gebietes über das nördliche Joglland, den Schöckl, Glein- und Stubalpe bis zur Koralpe (SACKL & SAMWALD 1997). *Kärnten*: Das Birkhuhn ist in Kärnten ein verbreiteter Brutvogel an der Waldgrenze und auf Waldschlägen, die Schwerpunkte dürften im Westen des Landes liegen. *Oberösterreich*: Die Art ist im gesamten Bereich der Nördlichen Kalkalpen verbreitet. Das davon isolierte Vorkommen im Mühlviertel beschränkt sich auf den Bezirk Freistadt, wo in den Jahren 1996-2002 nur mehr 3-7 Hähne festgestellt werden konnten. Der Gesamtbestand wird auf 200-300 Hähne geschätzt (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Birkhühner sind in allen alpinen Bereichen, vor allem im Pinzgau und Pongau, verbreitet. In den Hohen Tauern wurden auf einer 2,5 km² großen Probefläche zwischen 1.600 und 2.300 Meter fünf Hähne (2 Hähne/km²) und zwei Hennen festgestellt (SLOTTA-BACHMAYR & WINDING 1994). *Tirol*: Im Bereich der Almen und der oberen Waldgrenze ist das Birkhuhn in ganz Tirol ein verbreiteter Brutvogel. Die Balzplätze liegen in den Zentralalpen vor allem zwischen 1.800 und 2.100 Metern, in den Kalkalpen zwischen 1.500 und 1.850 Metern. Die Siedlungsdichten in verschiedenen, bis zu 7,5 km² großen Probeflächen lagen Ende der 1970er Jahre zwischen 1,0 und 2,1 Hähnen/km² (MEILE 1982). *Vorarlberg*: Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich von den Zentralalpen bis in den Vorderen Bregenzer Wald und in das Kleine Walsertal. Die Balzplätze liegen in der Regel zwischen 1.300 und 2.000 Metern. Der aktuelle Bestand wird nach Rückgängen in den letzten 20 Jahren auf 700-900 Hähne geschätzt (KILZER et al. 2002).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



36.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Vulnerable, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I (nur *T. t. tetrix*) & II/2, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Außerhalb des Alpenraums hat das Birkhuhn drastische Arealverluste hinnehmen müssen, die Bestände sind hier überall kurz vor dem Erlöschen. Aus dem Waldviertel wurden noch Anfang der 1960er Jahre 2.000 Individuen gemeldet (DVORAK et al. 1993), seither ist der Bestand aber überall zusammengebrochen und das Areal der voneinander zunehmend isolierten Einzelvorkommen ist bis auf kleine Relikte im westlichen Teil zusammengeschrumpft (FORSTNER 1987). Ein gut besetztes Brutgebiet existierte bis vor kurzem noch am Truppenübungsplatz Allentsteig, wo 1990 auf einer Fläche von 157 km² noch 67 balzende Hähne festgestellt wurden, 1995 nur mehr ca. 20 (BERG et al. 1995, BERG & RANNER 1997). Im westlichen Waldviertel und in den angrenzenden Teilen des Mühlviertels lag der Gesamtbestand zu Beginn der 1990er Jahre noch bei 80-100 Hähnen. 1993 und 1994 konnten nur mehr 25 bzw. 19 Hähne festgestellt werden, die sich auf 8-15 Balzplätze in sieben Vorkommen verteilten (SCHMALZER 1995). In Oberösterreich und Salzburg sind alle ehemaligen Tieflandvorkommen in den Mooren des Alpenvorlandes wie z.B. am Wallersee, im Bürmoos, Weidmoos und Ibmer Moor (WOTZEL 1967) erloschen; im Mühlviertel, wo das Birkhuhn noch in den 1950er Jahren ein weit verbreiteter Brutvogel war (MAYER 1967), konnte sich Mitte der 1980er Jahre nur ein Restvorkommen von 10-15 Hähnen bei Liebenau und Sandl halten (SCHMALZER 1988).

Die österreichischen Jagdstrecken zeigen zwischen 1950 und 1997 keinen Rückgang der Abschüsse , die Bestandsentwicklung im alpinen Verbreitungsgebiet wird dennoch als leicht rückläufig beurteilt (FRÜHAUF 2005), allerdings fehlen aus fast allen Gebieten konkrete Zahlen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nur in Vorarlberg ergaben Zählungen in den letzten Jahren Hinweise auf einen fortschreitenden Rückgang in vielen Gebieten (KILZER et al. 2002).

Gefährdungsursachen: Für das Birkhuhn können vier Hauptgefährdungsursachen angeführt werden, nämlich Veränderungen des Lebensraumes, klimatische Einflüsse, Prädatoren sowie menschliche Störungen. Außerhalb der Alpen haben großflächige Habitatveränderungen durch Flurbereinigungen, Entwässerungen, Bewirtschaftungsintensivierungen, Aufforstungen und Anpflanzungen von Monokulturen den Rückgang der Art entscheidend beeinflusst. Im Alpenraum kommt es im Gefolge aktueller Entwicklungen vermutlich zunehmend zu Habitatverlusten durch zeitgleich stattfindende Intensivierung der Alpwirtschaft (Rodungen von Zwergstrauchbeständen, Überdüngung, zu hoher Viehbesatz), zu hohe Wildbestände und Aufgabe wenig ertragreicher Almen (Sukzession), weiters durch Hochlagenaufforstung sowie touristische Erschließungsmaßnahmen. Klimatische Einflüsse (Kälte und Regen während der Zeit der Jungenaufzucht) können Birkhuhnbestände zumindest kurzfristig negativ beeinflussen. Prädation könnte bei den außeralpinen Restvorkommen eine entscheidende Einflussgröße sein. Menschliche Störungen durch Freizeitaktivitäten (Radfahren, Wandern, Beerensammeln, Schilanglauf, Tourengehen) und Verluste durch Drahtanflüge sind weitere Faktoren, die Birkhuhnpopulationen nachteilig beeinflussen können. Die jagdliche Nutzung kann in Gebieten mit einem niedrigen Bestand große Auswirkungen haben. In einigen Bundesländern findet die im Widerspruch zur EU-Vogelschutzrichtlinie stehende und besonders störende Bejagung während der Frühjahrsbalz nach wie vor statt. Der Abschuss in Österreich betrug 1970 bis 1997 im Mittel ca. 2.100 Hähne, was einem starken Eingriff in die Population gleichkommt, vor allem in Jahren mit niedrigen Nachwuchsraten aufgrund ungünstiger Witterung. In solchen Jahren ist allein der Populationsüberschuss einer guten Saison nötig, um die witterungsbedingten Verluste wieder wettzumachen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen müssen in erster Linie auf die Erhaltung bzw. Wiederherstellung geeigneter Lebensräume zielen (Sicherstellung einer extensiven Almbewirtschaftung mit den Instrumenten des österreichischen Programms für die ländliche Entwicklung). Als flankierende Maßnahme kommt der Reduzierung menschlicher Störungen Bedeutung zu. Neuanlagen von Langlaufloipen, Abfahrtspisten, Parkplätzen, Seilbahnen und Liftanlagen müssen mit den Schutzerfordernissen von Rauhfusshühnern abgestimmt werden. MEILE (1982) hat in den Alpen nachgewiesen, dass die Planer von Seilbahnen und Liften oft ähnliche Geländestrukturen bevorzugen wie Birkhühner bei der Auswahl ihrer Balzplätze, nämlich vor allem die gute Sicht bietenden Kuppen knapp über der Waldgrenze. Eine wesentliche Maßnahme ist die Reduzierung der Schusszeiten auf eine bestandsverträgliche Zeit, wobei auch für Österreich eine ausschließliche Herbstbejagung empfehlenswert wäre. Eine Art von der Größe und Empfindlichkeit des Birkhuhns kann nicht längerfristig in isolierten Kleinpopulationen überleben. Vorkommen müssen daher großräumig durch die Erhaltung oder Neuschaffung geeigneter Lebensräume miteinander vernetzt werden. Birkhühner sind mobiler als Auer- und Haselhühner und daher in der Lage, neu entstandene Lebensräume zu besiedeln.

36.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Birkhuhns weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

36.1.9 Kartierung

Eingeführte Methoden zur Erhebung von Birkhuhn-Beständen sind einerseits Zählungen an den Balzplätzen, andererseits herbstliche Transektzählungen der Familiengruppen, die zur Erfassung des Bruterfolges dienen. Ein Beispiel für ein langjähriges Monitoring-Programm, liegt z. B. für den Kanton Tessin in der Schweiz vor (ZBINDEN & SALVIONI 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

36.1.10 Wissenslücken

Die Bestandsentwicklung der Art ist fast überall in Österreich nur ungenügend oder gar nicht durch quantitative Erhebungen dokumentiert.

36.1.11 Literatur

BAINES, D. (1991): Factors contributing to local and regional variation in Black Grouse breeding success in northern Britain. Orn. Scandinavica 22: 264-269.

BERG, H.-M.; LAUERMANN, H. & SACKL, P. (1995): Ornithologische Kartierung. Pp. 155-222 in Biotoperhebung Truppenübungsplatz Allentsteig. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Bundesministerium für Landesverteidigung, Sektion III, Abteilung Umweltschutz. 284 pp.

BERG, H.-M. & RANNER, A: (1997): Vögel (Aves). Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung/Abt. Naturschutz, St. Pölten. 184 pp.

BERNARD-LAURENT, A. (1994): Statut, évolution et facteurs limitant les populations de tétras-lyre (*Tetrao tetrix*) en France: Synthèse bibliographique. Gibier Faune Sauvage 11: 205-239.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

CAIZERGUES, A. & ELLISON, L.L. (1997). Survival of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the French Alps. Wildlife Biology 3: 177-186.

CAIZERGUES, A. & ELLISON, L.L. (2000). Age-specific reproductive performance of Black Grouse *Tetrao tetrix* females. Bird Study 47: 344-351.

CAIZERGUES, A. & ELLISON, L.L. (2002). Natal dispersal and its consequences in Black Grouse *Tetrao tetrix*. Ibis 144: 478-487.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FORSTNER, M. (1987): Die Birkwildvorkommen des Wald- und Mühlviertels. Österr. Weidwerk 5/87:23-24.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

KASPRZYKOWSKI, Z. (2002): Decline of the Black Grouse *Tetrao tetrix* population in east-central Poland. Vogelwelt 123: 253-258.

KELLER, H.; PAULI, H.-R. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1979): Zur Winternahrung des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im subalpinen Fichtenwald der Nordalpenzone. Orn. Beob. 76: 9-32.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KLAUS, S.; BERGMANN, H.-H.; MARTI, Ch.; MÜLLER, F.; VITOVIC, O.A. & WIESNER, J. (1990): Die Birkhühner. Die Neue Brehm-Bücherei 397. Erste Auflage der Neubearbeitung. Wittenberg Lutherstadt. 288 pp.

MARTI, Ch. & PAULI, H.R. (1983): Bestand und Altersstruktur der Birkhuhnpopulation im Reservat Aletschwald (Aletschgebiet, VS). Bull. Murithienne 101: 23-38.

MARTI, Ch. (1985): Unterschiede in der Winterökologie von Hahn und Henne des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Aletschgebiet (Zentralalpen). Orn. Beob. 82: 1-30.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MAYER, G. (1967): Areal und Arealveränderungen von Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) und Birkhuhn (*Lyrurus tetrix* L.) in Oberösterreich. Monticola 1: 101-120.

MEILE, P. (1982): Wintersportanlagen in alpinen Lebensräumen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). Veröff. Univ. Innsbruck 135: 1-101.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHMALZER, A. (1988): Birkhühner im Mühlviertel. Aufstieg und Untergang. Pp. 199-294 in Katalog der Oö. Landesausstellung. Das Mühlviertel - Natur - Kultur - Leben, Beiträge. Linz

SCHMALZER, A. (1995): Zur Situation einer Birkhuhnrestpopulation im österreichischen Anteil der Böhmischen Masse (Mühl- und Waldviertel). Naturschutzreport 10: 195-201.

SLOTTA-BACHMAYR, L. & WINDING, N. (1994): Verteilung und Siedlungsdichte von Schnee- und Birkhuhn (*Lagopus mutus*, *Tetrao tetrix*) im Laufe der Vegetationsperiode im Wald- und Baumgrenzebereich (Hohe Tauern, Österreich). Orn. Beob. 91: 195-202.

STORAAS, T. & WEGGE, P. (1987): Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of Capercaillie and Black Grouse. J. Wildlife Manage. 51: 167-172.

WARREN, P.K. & BAINES, D. (2002). Dispersal, survival and causes of mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* in northern England. Wildlife Biology 3: 177-186.

WOTZEL, F. (1967): Das Moorbirkwild des Salzburger Beckens und des nördlichen Flachgaues in der Zeit nach dem 2. Weltkrieg. Z. Jagdwiss. 13: 142-148.

ZBINDEN, N. (1984): Zur Herbstnahrung des Birkhahns *Tetrao tetrix* im Tessin in Jahren mit unterschiedlichem Vaccinien-Beerenangebot. Orn. Beob. 81: 53-59.

ZBINDEN, N. & SALVIONI, M. (2003): Verbreitung, Siedlungsdichte und Fortpflanzungserfolg des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Tessin 1981-2002. Orn. Beob. 100: 211-226.

ZETTEL, J. (1972): Nahrungsökologische Untersuchungen an Birkhühnern (*Tetrao tetrix*) in den schweizer Alpen. Rev. Suisse Zool. 79: 1169-1175.

ZETTEL, J. (1974): Zur Winterökologie des Birkhuhns *Tetrao tetrix* in den schweizer Alpen. Orn. Beob. 71: 197-246.

36.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Das Birkhuhn ist in den österreichischen Alpen ein weit verbreiteter Brutvogel, es kommt in 36 Natura 2000-Gebieten vor (Standarddatenbögen). Es existieren erprobte Methoden zur Bestandserfassung. Die Einstufung des Erhaltungszustandes kann daher auf Populationsindikatoren basieren. Für Birkhühner relevante Habitatstrukturen sind in großflächigen Vorkommensgebieten kaum flächig erfassbar, daher sind Habitatindikatoren nicht sinnvoll. In größeren Gebieten ist das Vorhandensein mehrerer „Vorkommen“ (= Vorkommen die durch größere Flächen ungeeigneten Lebensraums voneinander getrennt sind), möglich.

36.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Siehe Indikatoren für das Gebiet

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

36.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand (balzende Männchen) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand (balzende Männchen) bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand (balzende Männchen) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte (Flächen unter 10 km²)	Siedlungsdichte (Männchen/km²) > 5,0	Siedlungsdichte (Männchen/km²) 3,0-5,0	Siedlungsdichte (Männchen /km²) < 3,0
Durchschnittliche Größe der Balzgruppen	> 1,8 Männchen	1,4-1,8 Männchen	< 1,4 Männchen

36.3 Bewertungsanleitung

36.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Erhaltungszustand „A“: Mindestens zwei Indikatoren „A“ (darunter Indikator Bestandsentwicklung), keiner der Indikatoren „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mindestens zwei Indikatoren „C“, der dritte nicht „A“

36.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Wenn Vorkommen identisch mit Gebiet wie Bewertungsanleitung für Gebiet, ansonsten:

A: >60% der Vorkommen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und <10% C

B: 30-60% der Vorkommen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und <30% C

C: <30% der Vorkommen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und >30% C

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

37 A108 *TETRAO UROGALLUS*

37.1 Schutzobjektsteckbrief

37.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Auerhuhn

Englisch: Capercaillie, Französisch: Grand Tétras, Italienisch: Gallo cedrone, Spanisch: Urogallo común

37.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Galliformes – Hühnervögel, Familie Tetraonidae – Rauhfusshühner

Merkmale: Sehr großer Hühnervogel, die Männchen sind etwa ein Drittel größer als die Weibchen. Männchen haben ein dunkler Gefieder, einen sehr langen Schwanz, einen langen Hals, einen großen kräftigen, gekrümmten gelblichen Schnabel und einen rundlichen weißen Fleck am Flügelbug. Sie sind schon allein aufgrund ihrer Größe in Mitteleuropa mit keiner anderen Vogelart zu verwechseln. Die Weibchen sind deutlich größer als Birkhuhn-Weibchen und von diesem durch die ungemusterte orangebraune Kehle und obere Brust, die weißen Spitzen der Schulterfedern (die am Rücken zwei Bügel bilden) und allgemein durch ein helleres, rötlicheres Gefieder zu unterscheiden.

37.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Das Auerhuhn lebt im Jahresverlauf einzeln und in Gruppen, im Schnitt verbringen die Vögel ca. die Hälfte des Jahres in Trupps. Die Weibchen führen die Jungvögel alleine, die Familiengruppen lösen sich erst im Herbst auf. Danach kommt es zur Bildung kleinerer, zumeist gleichgeschlechtlicher Trupps die bis in den Spätwinter und ins zeitige Frühjahr zusammen bleiben. Im Bayern betrafen im Herbst 65 % aller Beobachtungen Vögel in Gruppen, die durchschnittliche Größe betrug bei den Männchen drei Vögel, bei den Weibchen 2,2; die größten Gruppen bestanden aus 10 und 12 Individuen. Alte Hähne bleiben oft auch im Herbst und Winter alleine (STORCH 2001).

Fortpflanzung: Das Fortpflanzungssystem des Auerhuhns basiert wie beim Birkhuhn auf der Promiskuität. Der Beginn der Frühjahrsbalz der Männchen ist vom Wetter und von der Höhenlage abhängig. Sie kann in tieferen Lagen schon im Februar zaghaft beginnen, erreicht aber ihren Höhepunkt erst zwischen Mitte April und Mitte Mai und klingt zwischen Ende Mai und Mitte Juni aus. Die Legeperiode erstreckt sich von Mitte April bis Mitte Juni, Auerhühner haben nur ein Gelege/Jahr, Ersatzgelege sind aber bei frühen Verlusten möglich. Die Gelege umfassen am häufigsten 6-8 Eier (Maxima liegen 12), die Mittelwerte verschiedener Untersuchungen aus Europa und Russland lagen zwischen 6,2 und 8,4 Eiern pro Nest. Es ist ein deutlicher Trend zu größeren Gelegen in den südlichen Teilen des Verbreitungsgebietes vorhanden. Die Bebrütung dauert ca. 26 Tage und wird allein vom Weibchen durchgeführt. Die Jungvögel werden im vierten Lebensmonat unabhängig vom Weibchen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, KLAUS et al. 1986, STORCH 2001).

Auerhennen nisten gut versteckt am Boden, in Mitteleuropa liegen die Nester zumeist am Fuß von Bäumen, unter Steinen, im dichten Wurzelwerk, in Windwürfen, Asthaufen, Holzstapeln oder in dichter Bodenvegetation wie Schirmfichten, Büschen, hohes Gras und Zwergsträuchern (KLAUS et al. 1986). Grenzlinien wie Wege, Pfade, Moorränder und allgemein Bestandsränder werden dabei bevorzugt, so zeigten Hennen in den Bayerischen Alpen eine starke Präferenz für die Übergänge zwischen geschlossenem Wald und Kahlschlägen (STORCH 1991).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrung und Nahrungssuche: Auerhühner ernähren sich vorwiegend vegetabilisch, wie bei allen anderen Arten kommt es zu markanten saisonalen Änderungen der bevorzugten Nahrung. Im Frühling und Sommer ernähren sich Altvögel nach dem Aufgehen der Schneedecke vorwiegend von Blättern, jungen Trieben, Blüten, Knospen und anderen Pflanzenteilen, im Herbst erfolgt eine teilweise Umstellung auf Beeren und Samen (vor allem die Heidelbeere wird bevorzugt), im Winter hingegen werden fast ausschließlich Koniferennadeln (in den Alpen zumeist Kiefer) aufgenommen. Die Jungvögel ernähren sich in den ersten Lebenswochen fast gänzlich von Bodeninsekten, im Alter von drei Wochen werden zunehmend auch grüne Pflanzenteile und Samen genommen (KLAUS et al. 1986).

In den westlichen Karpaten hielten sich die Auerhühner im Frühjahr (März-April) überwiegend in Bäumen auf und ernährten sich von Fichtennadeln und Buchen-Knospen. Ab Mai und dann den ganzen Sommer hindurch in zunehmender Weise erfolgte die Nahrungssuche am Boden, wo vorwiegend verschiedenste Pflanzenteile gefressen wurden. Im Herbst (Oktober-November) gewinnen Bäume wieder höhere Bedeutung. Im Winter (Dezember-Februar) bestand die Nahrung dann beinahe ausschließlich aus Fichtennadeln (SANIGA 2002).

37.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Lebensraum des Auerhuhns in Mitteleuropa sind naturnahe, großflächige Nadel- und Mischwälder auf trockenen bis feuchten Böden, reiner Laubwald wird gemieden. Im Mittel- und Hochgebirge werden Buchen-Tannen-Wälder, Berg-Fichtenwälder, Bergföhrenwälder und subalpine Fichtenwälder besiedelt; letztere beherbergen in Österreich den überwiegenden Teil der Population. Wegen der Standorttreue der Art müssen geeignete Lebensräume bezüglich ihrer strukturellen Ausstattung sehr vielfältig sein und auf kleinem Raum Balzplätze, Brut- und Aufzuchtsgebiete, Sommer- und Wintereinstände möglichst nahe beieinander liegen. Stellen, wo die lebenswichtigen Magensteinchen aufgenommen werden können (z. B. Bachufer, Wurzelteller vom Wind geworfener Bäume, Hohlwegböschungen, Schotterwege) und Möglichkeiten zu Staub- oder Sandbädern müssen ebenso vorhanden sein wie Wasserstellen und Ameisenvorkommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Auerhuhn-Lebensräume müssen eine möglichst geschlossene Krautschicht mit hohem Ericaceen-Anteil und eine an beeren-tragenden Arten reiche Strauchschicht aufweisen, von besonderer Bedeutung ist dabei die Heidelbeere (STORCH 1993). Im Winter werden windgeschützte, lichte Nadelholz- und Mischwaldbestände (gelegentlich im Stangenholzalter) vorgezogen. Als Schlaf- und Balzbäume werden Kiefern, Fichten, Lärchen, Eichen und Buchen mit weitausladenden, tragfähigen waagrechten Ästen genutzt. Für die Bodenbalz sind Lichtungen, lückige Forstkulturen, Waldwiesen, kleine Moore, Felsbrocken oder übersichtliche Althölzer mit stellenweise niedriger oder fehlender Boden-Vegetation erforderlich, im Gebirge werden auch freie Schneeflächen genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Die günstigsten Lebensbedingungen findet das Auerhuhn in nicht oder nur extensiv bewirtschafteten, naturnahen vielstufigen Wäldern vor. Sie sollten durch Lichtungen und Windwürfe aufgelockert und das Bodenrelief durch moorige Stellen, Rinnen, Mulden und Felspartien abwechslungsreich gegliedert sein. Im Hochgebirge erfüllen am ehesten sich selbst überlassene Schutzwälder diese Voraussetzungen, im Mittelgebirge ungepflegte Gemeinde- und Privatwälder und in den Wirtschaftswäldern Plenterbetrieb. Einförmige, hochstämmige Monokulturen mit toter Nadel- und Laubstreu und Großkahlschlagbetrieb werden gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

37.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg unterscheidet sich in verschiedenen Gebieten stark in Abhängigkeit von Wettereinflüssen und Prädatoren (STORCH 2001). In den Bayrischen Alpen überlebten nur 20 % der Jungvögel bis in den Herbst hinein (STORCH 1994), in Schottland hingegen waren noch 50 % aller Jungvögel nach den ersten 12 Monaten am Leben (MOSS et

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

al. 2000). Die Überlebensrate der Altvögel ist beim Auerhuhn höher als bei anderen Rauhfußhühnern: Sie lag in Schottland bei 81 % für Hähne und bei 63 % für Hennen (MOSS et al. 2000) und in den Bayrischen Alpen ganz ähnlich bei 84 bzw. 63 % (STORCH 2001). Die Wohngebiete von Altvögeln beiden Geschlechts umfassen in der Regel mehrere Quadratkilometer (STORCH 2001). In den Bayerischen Alpen maßen die im Verlauf des Jahres genutzten Home Ranges von 26 Altvögel zwischen 1,3 und 12,1 km², im Mittel 5,5 km². Die einmal besetzten Wohngebiete wurden auch in nachfolgenden Jahren genutzt. Die Vögel eines Balzplatzes nutzen gemeinsam Gebiete in der Größe von 30-50 km² (STORCH 1995). Die Siedlungsdichte des Auerhuhns liegt in der Regel zwischen einem und drei Individuen, in den nördlichen Wäldern wurden Dichten von bis zu sechs Auerhühnern/km² ermittelt (STORCH 2001). Aus Österreich sind nur wenige Angaben bekannt: In Niederösterreich wurden großflächig durchschnittliche Dichten von 0,45 Hähnen/km² von Seiten der Jägerschaft gemeldet (SPITZER 1987), in Kärnten wurden auf drei Probeflächen (3, 6,7 und 5,5 km²) Dichten von 2, 0,9 und 1,3 Hähnen/km² festgestellt (PSEINER 1983) und im Nationalpark Kalkalpen 1,4-1,56 Hähne/km² (STEINER et al. 2002).

Wanderungen: Auerhühner sind überwiegend Standvögel. Ortsveränderungen im Brutgebiet betragen im Mittel nur 1-2 Kilometer, die Distanz zwischen Sommer- und Wintereinstand betrug in den bayerischen Alpen maximal neun Kilometer. Im Winter und Frühjahr halten sich Auerhühner in der Regel innerhalb eines Kilometers vom Balzplatz auf, im Sommer kann sich der Aktionsraum auf 3-4 Kilometer vergrößern. Bei Jungvögeln kommt es in geringem Ausmaß zu Abwanderungen, speziell junge Weibchen siedeln sich bisweilen 5-10 Kilometer von ihrem Geburtsort an; außerhalb der Alpen wurden teils auch Abwanderungen über Distanzen von mehr als 30 Kilometern gemeldet (STORCH 1995, 2001).

37.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das flächendeckend besiedelte Areal des Auerhuhns in Eurasien deckt sich von Skandinavien ausgehend bis etwa zum Baikalsee mit der Taiga und Waldtundra, darüber hinaus gibt es zersplitterte Vorkommen in den Gebirgen und Mittelgebirgen Ost-, Mittel- und Westeuropas (KLAUS et al. 1986).

Europa: In Europa (außerhalb der borealen Waldzone) brütet die Art vorwiegend in den größeren Hochgebirgszügen sowie stellenweise auch in Mittelgebirgen. Größere Auerhuhnvorkommen finden sich im gesamten Alpenbogen, in den Karpaten und in den Gebirgen der Balkan-Halbinsel, kleinere und fast überall rückläufige Bestände auch in Mittelgebirgslagen wie z.B. im Böhmerwald, im Jura, in den Vogesen und im Schwarzwald. Die noch vor 20-30 Jahren zum Teil starken Auerhuhn-Vorkommen in den Hügelländern und teilweise auch im Flachland (z.B. in Nordostpolen, in der ehemaligen DDR und auf der Böhmischen Masse) sind überwiegend erloschen oder stehen kurz vor dem Verschwinden. Vom übrigen Verbreitungsgebiet isolierte Vorkommen finden sich darüber hinaus in den Pyrenäen, im Kantabrischen Gebirge sowie in Schottland (KLAUS et al. 1986).

Das Auerhuhn brütet in 26 europäischen Staaten, der europäische Gesamtbestand wird auf 660.000-1.250.000 Brutpaare geschätzt. Der Hauptteil des Bestandes entfällt auf Russland (400.000-800.000) und die skandinavischen Staaten (230.000-410.000), im übrigen Europa beherbergt Österreich die größten Auerhuhn-Bestände (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 300.000-450.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Auerhuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

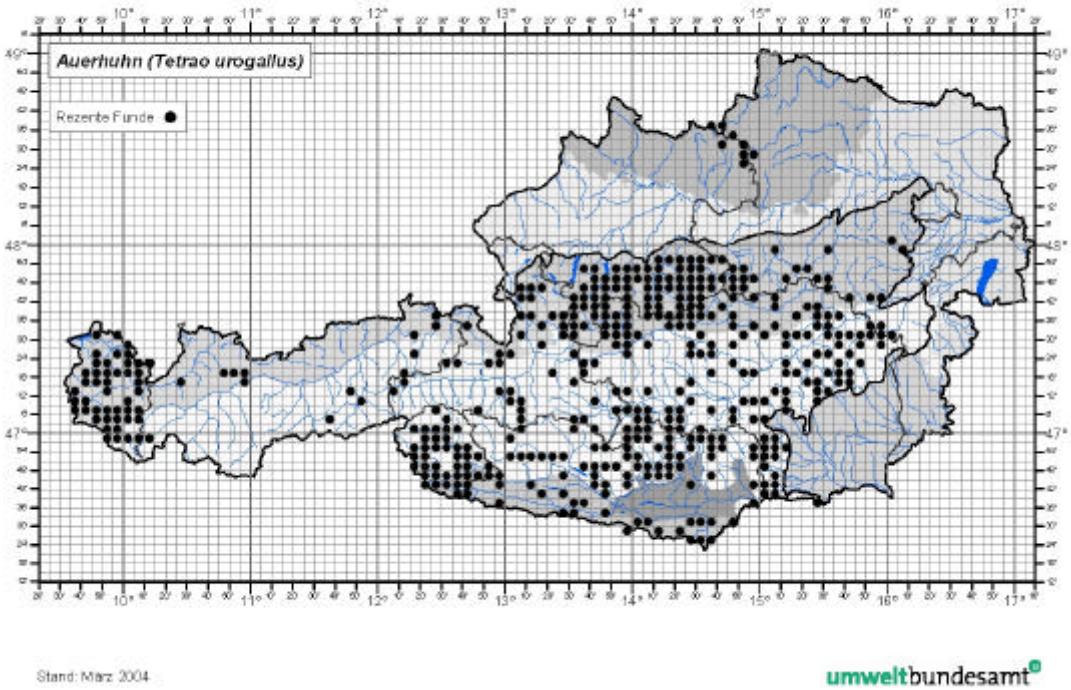
Österreich	3.800-8.000	1998-2002
Finnland	100.000-200.000	1990-1995
Frankreich	4.000-6.300	1991
Deutschland	750-1.500	1990-1994
Griechenland	175-205	
Italien	2.000-3.500	1988-1997
Spanien	1.840	1982-1985
Schweden	80.000-110.000	1990
Vereinigtes Königreich	1.100	1992-1994

Österreich/Verbreitung: Das Auerhuhn brütet aktuell in sieben Bundesländern, wobei sich der Bestand vor allem auf die westlichen und südlichen Bundesländer konzentriert. Als Schwerpunkte der Auerhuhnverbreitung können Kärnten, die Steiermark und Tirol angesehen werden. In Wien wurde das letzte Auerhuhn Anfang des 20. Jahrhunderts, im Burgenland 1956 erlegt. Eine realistische aktuelle Verbreitungskarte der Art findet sich in HAFNER & HAFELLNER (1995).

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich:* Der Bestand in Niederösterreich konzentriert sich auf die nördlichen Kalkalpen. Ein vom alpinen Areal isoliertes Vorkommen existierte im Waldviertel, von dem aber aktuell nur mehr Einzelexemplare im Weinsberger Wald und im Freiwald übrig sind (BERG & RANNER 1997). Periodische Erhebungen der Jägerschaft zeigen in Niederösterreich einen deutlichen Rückgang von 1.015 Hähnen 1966/67 auf 540-620 Hähne 1981 (SPITZER 1982). Andere Angaben (HAFNER & HAFELLNER 1995) sprechen hingegen von nur mehr 397 Hähnen im Jahr 1983 und von einem in etwa gleichgebliebenem Bestand (386) im Jahr 1992. *Steiermark*: Als eines der drei Auerhuhnkernländer beherbergt die Steiermark einen noch relativ starken Bestand. Im Alpenraum ist die Art hier gegenwärtig noch weit verbreitet, die Arealgrenze im Osten liegt im Wechselvorland, im Joglland, im Grazer Bergland und in den Ausläufern der Koralpe. Bestandsrückgänge sind in den Randlagen zu verzeichnen, im Kernareal sind die Zahlen stabil bis leicht rückläufig (SACKL & SAMWALD 1997). Insgesamt beherbergt die Steiermark mit einem Anteil von über 30 % des österreichischen Gesamtbestandes die meisten Auerhühner aller Bundesländer. Bestandsmeldungen von Seiten der Jägerschaft (HAFNER & HAFELLNER 1995) für 1983 (4.224 Hähne) und 1992 (3.789) zeigen einen Rückgang in den 1980er Jahren. *Kärnten:* Das Bundesland verfügt, wenngleich viele Vorkommen in tieferen Lagen erloschen sind, vor allem im Westen noch über einen relativ guten Bestand. Zählungen durch die Jägerschaft in den Jahren 1983 und 1992 ergaben 2.718 bzw. 2.690 Hähne (HAFNER & HAFELLNER 1995). Kärnten weist damit nach der Steiermark die besten Auerhuhnbestände Österreichs auf. *Oberösterreich*: Der Bestand in Oberösterreich konzentriert sich auf die montane Zone der Alpen zwischen 900 und 1.400 Meter (BRADER & AUBRECHT 2003). Bestandsaufnahmen im Nationalpark Kalkalpen und dessen Umfeld ergaben einen Bestand von 44-55 Männchen auf einer Fläche von 322 km²; dabei waren aber weite Bereiche unbesiedelt (STEINER at al. 2002). Das Vorkommen im Böhmerwald und im Mühlviertel ist Ende der 1990er Jahre de facto erloschen, 2002 gab es nur mehr eine Henne im Freiwald (BRADER & AUBRECHT 2003). 1966/67 zählte die Jägerschaft noch 558 Hähne, die neueren Erhebungen ergaben 1983 608 und 1992 524 Hähne (HAFNER & HAFELLNER 1995). Der aktuelle Landesbestand wird auf 200-400 Hähne geschätzt (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Der Schwerpunkt der Verbreitung in diesem Bundesland liegt im südlichen, alpinen Teil des Bundeslands, vor allem im Pinzgau und Pongau sowie im Lungau. Wie in ganz Österreich sind jedoch die Vorkommen am Nordrand dieses Areals stark rückläufig und zunehmend isoliert. Die Bestandszahlen für 1983 (1.301) und 1992 (1.254) deuten auf stabile Bestände in den 1980er Jahren (HAFNER & HAFELLNER 1995). *Tirol*: In der hochmon-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

tanen und subalpinen Zone ist die Art in allen Landesteilen verbreitet; zumeist sind die Vorkommen zersplittert, manche Gebiete, z.B. die Tuxer Voralpen oder Osttirol sind aber auch noch weitgehend flächig besiedelt (LANDMANN & LENTNER 2001). Vor allem der noch relativ hohe Anteil an Schutzwäldern, wo vor allem rotkiefern- und tannenreiche Bestände besiedelt werden, bietet hier dem Auerhuhn noch eine einigermaßen ausreichende Lebensgrundlage. Bestandserhebungen der Jägerschaft ergaben für 1983 1.873 und für 1992 2.022 Hähne (HAFNER & HAFELLNER 1995). Der aktuelle Bestand wird auf 800-2.000 Hähne geschätzt (LANDMANN & LENTNER 2001). *Vorarlberg*: Die Situation in Vorarlberg unterschiedet sich von der im restlichen Westösterreich grundlegend, da die forstwirtschaftlichen Verhältnisse eher der Schweiz gleichen und dem Auerhuhn nicht genügend Lebensraum bieten. Die aktuelle Verbreitung ist stark fragmentiert und erstreckt sich auf Höhenlagen zwischen 1.000 und 1.700 Meter. Der Bestand wird auf nur mehr 80-100 Hähne geschätzt (KILZER et al. 2002). Seit den 1960er Jahren ist es offenbar zu einem Bestandseinbruch gekommen, so wurden 1966/67 noch 255 Hähne gezählt, Ende der 1980er Jahre belief sich die Schätzung auf nur noch rund 120 Hähne (KILZER & BLUM 1991).



37.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure/ungefährdet, Rote Liste Österreich: VU (vulnerable/ gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, II/2 & III/2, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Das Auerhuhn hat in den letzten Jahrzehnten in Österreich starke Bestandseinbussen sowie deutliche Arealverluste vor allem in Randgebieten hinnehmen müssen. Eine Auswertung der Abschussstatistik zeigt für die Jahre 1950-1997 eine massive Abnahme der erlegten Vögel um 72 %, für die Jahre 1970-1989 eine Abnahme um mehr als 50% (FRÜHAUF 2005). Die in vieler Hinsicht fragwürdigen Zählungen balzender Hähen von seiten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Jägerschaft weisen für die Jahre 1983-1992 hingegen nur einen österreichweiten Rückgang von vier Prozent aus, am stärksten in Oberösterreich (ca. 14 %) und in der Steiermark (> 10%).

Das räumliche Muster dieses Rückgangs ist nicht sehr gut bekannt, doch scheinen sich in den höhergelegenen Lagen im Zentrum des österreichischen Areals teils noch recht gute, anscheinend gleichbleibende Bestände zu befinden, die sich auf die entlegeneren und daher noch wenigen naturnahen und störungsarmen Waldbereiche konzentrieren. In den Randzonen des Areals wird aber beinahe überall von massiven Bestandsverlusten berichtet, gekoppelt mit einem deutlichen Arealschwund. Die Vorkommen auf den Böhmischen Masse sind bis auf einzelne Individuen alle erloschen, in Oberösterreich sind die noch den 1950er und 1960er Jahren besetzten Brutgebiete im Alpenvorland (Weilhartsforst, Hausruck, Kobernaußerwald) in den letzten Jahrzehnten ebenfalls verschwunden (MAYER 1967). In Niederösterreich kam es zu großflächigen Arealeinbussen in den Randlagen des alpinen Verbreitungsgebiets. Vorkommen unterhalb 700 Meter sind hier fast völlig verschwunden, bis 1.000 m sind die Brutgebiete zunehmend isoliert voneinander (SPITZER 1981, 1982). Im südlichen Wienerwald, wo die Art in den 1960er Jahren noch regelmäßig brütete, gelangen in den 1980er Jahren nur noch Einzelbeobachtungen (BERG & ZUNA-KRATKY 1992). Zu ähnlich starken Verlusten kam es auch in den Randbereichen des steirischen Areals, wo verschiedene Vorkommen im Tief- und Hügelland der Oststeiermark in den 1970er Jahren allesamt erloschen sind (z.B. HAAR et al. 1986).

Gefährdungsursachen: Wie bei den anderen zwei Waldhühnern (Birkhuhn und Haselhuhn) sind auch beim Auerhuhn die Gefährdungsursachen relativ ähnlich, mit Lebensraumveränderung und menschlichen Störungen als den hauptsächlich wirksamen Faktoren. Stark negativ auf die Bestände wirkt sich die Verdunkelung und Verdichtung der Waldbestände (etwa durch Herabsetzung der Umtriebszeiten und Förderung der Fichte) aus, da es dadurch zu einer Abnahme beerentragender Zwergsträucher (vor allem der Heidelbeere) kommt. Die Forcierung der Wald-Weide-Trennung stellt darüber hinaus in Österreich eine wesentliche Gefahr für die Erhaltung halboffener, beerenreicher Wälder dar, die durch extensive Waldweide gefördert wird. Nachhaltige Verschlechterungen bringt die immer weiter vorangetriebene Erschließung der Wälder durch Wege- und Forststrassenbau, die neben den unweigerlich nachfolgenden forstlichen Intensivierungen den Störungsdruck durch Erholungssuchende und deren Aktivitäten (Wandern, Bergradfahren, Pilze- und Beerensuche, Variantenskifahren, Gleitschirmfliegen) auch in noch großflächigen und naturnahen Wäldern vervielfacht. Ein weiterer negativer Einfluss auf die Bestände ist die im Widerspruch zur EU-Vogelschutzrichtlinie stehende, weil zur Balzzeit durchgeführte Bejagung. Zwischen 1970 und 1997 wurden im Mittel pro Jahr ca. 550 Hähne geschossen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Erfolgversprechend wäre eine flächendeckende Einbeziehung des Auerhuhn-Schutzes in die forstwirtschaftliche Betriebsplanung, wobei die Bewirtschaftung Rücksicht auf die ökologischen Bedürfnisse des Auerhuhns nehmen muss. Da die Lebensraumansprüche der Art mittlerweile gut bekannt sind und vielfach auch in populären Broschüren veröffentlicht wurden, sollte dies nicht am Mangel an konkreten Daten scheitern. Die Bejagung ist bei abnehmenden Beständen einzuschränken, besonders auf die Frühjahrsbejagung müsste zukünftig völlig verzichtet werden. In Gebieten mit vitalen Auerhuhn-Beständen muss ein weiterer Ausbau des Forststrassen- und Wanderwegenetzes unterbleiben, ebenso sollte in solchen Bereichen eine Reduktion der Rotwild-Dichte erfolgen. Schließlich wäre in Bereichen mit Kernvorkommen auch die Einrichtung großflächiger, störungsfreier Schutzgebiete notwendig.

37.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Auerhuhns weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

37.1.9 Kartierung

Die einzige im Alpenraum gemeinhin angewandte Methode der Bestandserfassung ist die Zählung der Männchen an den Balzplätzen.

37.1.10 Wissenslücken

Systematisch erhobene Daten zur Bestandsentwicklung sollten zumindest in ausgewählten, repräsentativen Probeflächen gesammelt werden. Modell dafür könnten die in der Schweiz in ca. 15jährigen Abständen durchgeführten Auerhuhn-Erhebungen sein, die durch Zusammenarbeit von Jägern, Förstern und VogelkundlerInnen erfolgen (MOLLET et al. 2003).

37.1.11 Literatur

BERG, H.-M. & ZUNA-KRATKY, T. (1992): Die Brutvögel des Wienerwaldes. Eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 3/1: 1-11.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

HAAR, H.; SACKL, P.; SAMWALD, F. & SAMWALD, O. (1986): Die Vogelwelt des Bezirkes Fürstenfeld. Eine Artenliste mit Anmerkungen zum aktuellen Stand der Brutvogelfauna. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 37: 1-44.

HAFNER, F. & HAFELLNER, R. (1995) Das Auerhuhn in Österreich. St. Hubertus 5/95: 12-15.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde & Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Wolfurt und Bregenz. 275pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KLAUS, S. (1991): Effects of forestrry on grouse populations: Case studies from the Thuringian and Bohemian forests, Central Europe. Orn. Scand. 22: 218-223.

KLAUS, S.; ANDREEV, A.A.; BERGMANN, H.-H.; MÜLLER, F.; PORKERT, J. & WIESNER, J. (1986): Die Auerhühner. Die Neue Brehm-Bücherei 86. Erste Auflage der Neubearbeitung. Wittenberg Lutherstadt. 276 pp.

LANDMANN, A: & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

MAYER, G. (1967): Areal und Arealveränderungen von Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) und Birkhuhn (*Lyrurus tetrix* L.) in Oberösterreich. Monticola 1: 101-120.

MENONI, E.; LEVET, M. & LANDRY, P. (1996): Cartographie de l'habitat du Grand Tétras *Tetrao urogallus* en France un examle d'application: Effet de sa fragmentation sur une popualtion Pyrénéenne. Alauda 64: 239-248

MOLLET, P.; BADILATTI, B.; BOLLMANN, K.; GRAF, R.F.; JENNY, H.; MULHAUSER, B.; PERRENOUD, A.; RUDMANN, F.; SACHOT, S. & STUDER, J. (2003): Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz 2001 und ihre Veränderungen im 19. und 20. Jahrhundert. Orn. Beob. 100: 67-86.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MOSS, R.; PICOZZI, N.; SUMMERS, R. & BAINES, D: (2000): Capercaillie in Scotland – demgraphy of a declining population. Ibis 142: 259-267.

PSEINER, K. (1983): Zur Ökologie des Auerwildes in Kärnten. Diss. Univ. Wien. 115 pp.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SANIGA, M. (2002): Saisonale Unterschiede in der Nahrungswahl des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in den Westkarpaten. Vogelwelt 123: 25-32.

SPITZER, G. (1981): Problem Auerwild. Zur Situation des Auerhuhns in Niederösterreich. Österr. Waidwerk 4/81: 168-170.

SPITZER, G. (1982): Problem Auerwild: Der Auerwildbestand in den N.-Ö. Alpen einst und jetzt. Österr. Waidwerk 5/82: 213-214.

SPITZER, G. (1987): Raumorganisation und Populationsstruktur beim Auerhuhn in den niederösterreichischen Alpen. Zool. Jb. Syst. 114: 343-386.

STEINER, H.; SCHMALZER, A: & PÜHRINGER, N. (2002): Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen. Bestände, Lebensraum und Management. Mit Beiträgen über Anhang I Arten (Spechte, Eulen, Greifvögel und Rote Liste Arten). Unveröff. Endbericht im Auftrag der Nationalpark Kalkalpen Ges. m. b. H. 210 pp + Anhang.

STORCH, I. (1991): Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. Orn. Scand. 22: 213-217.

STORCH, I. (1993): Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? Oecologia 95: 257-265.

STORCH, I. (1994). Habitat and survival of Capercaillie nests and broods in the Bavarian Alps. Biol. Conservation 70: 237-243.

STORCH, I. (1995): Annual home ranges and spacing patterns of Capercaillie in Central Europe. J. Wildlife Management 59: 392-400.

STORCH, I. (2001): *Tetrao urogallus* Capercaillie. BWP Update 3: 1-24.

37.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Das Auerhuhn ist in den österreichischen Alpen ein weit verbreiteter Brutvogel, es kommt in 33 Natura 2000-Gebieten vor (Standarddatenbögen). Waldgebiete, in denen das Auerhuhn vorkommt, sind zumeist großflächig, daher ist eine Unterscheidung einzelner „Vorkommen“ in vielen Teilen des Verbreitungsgebiets nicht möglich. Die Datenlage zu populationsdynamischen Faktoren ist in den Alpen bestenfalls als rudimentär zu bezeichnen, die Angabe von Populationsindikatoren, die über die Bestandsentwicklung hinausgehen, ist daher zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich. Aufgrund der Komplexität des Auerhuhn-Lebensraumes können derzeitauch keine allgemein und weiträumig anwendbaren Habitatindikatoren bestimmt werden. Möglicherweise bieten allerdings Daten aus der österreichweiten Forstinventur bezüglich Schlußgrad und Heidelbeerbestand zukünftig Möglichkeiten, geeignete Indikatoren zu entwickeln.

37.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

37.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand (balzende	Der Bestand (balzende	Der Bestand (balzende

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

	Männchen) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Männchen) bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Männchen) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

37.3 Bewertungsanleitung

37.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

37.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Wenn Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Wenn Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Wenn Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

38 A109 *ALECTORIS GRAECA*

38.1 Schutzobjektsteckbrief

38.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Steinhuhn

Englisch: Rock Partridge, Französisch: Perdrix bartavelle, Italienisch: Coturnice, Spanisch: Perdiz griega

38.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Galliformes – Hühnervögel, Familie Phasianidae – Glattfusshühner

Merkmale: Kleiner Hühnervogel. Kennzeichnend sind die schwarz/weiß gestreiften Flanken, graue Brust und Rücken, brauner Bauch. Beine rötlich. Kopf charakteristisch mit weißem, schwarz umrahmten Kehllatz, dünnem, weißem Überaugenstreif, schwarzem Augenstreif und rotem Auge. Schnabel rot. Das sehr ähnliche Chukarhuhn (sein Verbreitungsgebiet schließt östlich an das des Steinhuhns an) hat einen gelblichen Kehllatz und einen breiteren weißen Überaugenstreif, der nicht bis zur Stirn reicht.

38.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Als sozial lebende Hühnervögel halten sich Steinhühner außerhalb der Brutzeit von September bis April in Gruppen auf: In Kärnten lag die maximale Gruppengröße im September/Oktober bei 14 Exemplaren, im Winter bestanden die Trupps aus 2-7 Vögeln (HAFNER 1994). Im Tessin wurden im Spätsommer mittlere Gruppengrößen von 4,6-5,8 Exemplaren, im Winter zwischen zwei und 4,2 Exemplaren festgestellt (ZBINDEN 1984). Herbst- und Wintergruppen im Wallis/Schweiz umfassten 3-9 Vögel (LÜPS & HEYNEN 1978b). Nach Auflösung der Wintergesellschaften besetzen die Männchen Reviere. Im Mai und Juni sind Steinhühner meist paarweise zu beobachten. Im Laufe der Bebrütung sondern sich dann die Männchen von den Weibchen ab und bleiben entweder allein oder schließen sich mit anderen Männchen und nicht oder erfolglos brütenden Weibchen zu kleinen Trupps zusammen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Fortpflanzung: Steinhühner sind monogam. Die Paarbildung beginnt Mitte April und ist Anfang Mai abgeschlossen. Erste Vollgelege sind Anfang Mai zu finden, die Legeperiode zieht sich bis in den Juni hinein. Vollgelege in Kärnten bestanden aus acht bis 13 Eiern, solche aus dem Wallis/Schweiz aus neun bis 14, im Schnitt 10,6 Eiern. Die Brutdauer liegt bei 24-26 Tagen. Die Nester werden am Fuß eines Baumes oder Felsens, oft auch unter Zwergsträuchern oder Stauden angelegt. Felsvorsprünge, herabhängende Äste und Gräser sorgen für gute Deckung. Acht Nester in Kärnten lagen gut versteckt in Rasenbulten oder unter Krüppelfichten und Wacholdergebüsch und waren durch Bodenvorsprünge und Vegetation auch von oben gut geschützt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, HAFNER 1994).

Nahrung und Nahrungssuche: Steinhühner ernähren sich vorwiegend von Pflanzen und zum kleineren Teil (hauptsächlich zur Brutzeit) auch von animalischer Kost, wobei die Zusammensetzung im Jahresverlauf wechselt: In Kärnten bilden Süßgräser im Winter und Frühjahr (88 bzw. 70%) die Hauptnahrung, zusätzlich werden auch Ericaceen, Kleearten und verschiedene Kräuter genommen. Zur Brutzeit ändert sich die Zusammensetzung, Süßgräser verlieren an Bedeutung, verschiedene Kräuter (vor allem Klee und Habichtskraut), Blüten, Samen und Früchte sowie tierische Nahrung dominieren. Im Herbst steigt der Früchte- und Samenanteil auf fast 20 % und der Süßgrasanteil wiederum auf ca. 30 % (HAFNER 1994).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

In den französischen Meeralpen lag der Anteil tierischer Nahrung (zumeist Heuschrecken) im Herbst bei ca. 25 %, Jungvögel nehmen mehr Insekten als Altvögel zu sich (BERNARD-LAURENT 1986). Im Tessin/Schweiz fraßen die Steinhühner im Herbst vorwiegend Kräuter, Früchte und Samen, im Winter bestand die Nahrung zu 2/3 aus Gräsern (ZBINDEN 1984); die Verhältnisse liegen hier damit ähnlich wie in Kärnten.

Die Nahrung wird im Gehen vom Boden aufgepickt oder von Pflanzen abgelesen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

38.1.4 Autökologie

Lebensraum: Das Steinhuhn bewohnt offene Landschaften mit sonnigen, klimatisch begünstigten und reich strukturierten Steilhängen. Steinhuhn-Lebensräume zeichnen sich durch eine besondere Vielfalt aus niederwüchsigen Rasengesellschaften, offenem Boden, Steinen, Felsen, Zwergstrauch- und Strauchgesellschaften und oft auch einzelnen Bäumen aus, während homogene Hänge gemieden werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, LÜPS & HEYNEN 1978a, HAFNER 1994). Sehr steile Hänge werden bevorzugt, da sich hier Schnee schwerer festsetzen kann und solche Bereiche im Frühjahr auch früher ausapern. In den Hohen Tauern bei Mallnitz werden 30-45 Grad geneigte Hänge bevorzugt (HAFNER 1994), im schweizerischen Rhônetal liegt der Schwerpunkt zwischen 36 und 43 Grad Neigung (LÜPS & HEYNEN 1978a) und für Beobachtungen aus der gesamten Schweiz liegt das Mittel bei 23,9 (LÜPS 1980). Im Nockgebiet in Kärnten und in den Hohen Tauern werden fast ausschließlich südwestliche bis südöstliche Expositionen genutzt (HAFNER 1994), gleiche Ergebnisse ergab eine Studie im schweizerischen Rhônetal (LÜPS & HEYNEN 1978a). Ein umfangreiches Datenmaterial aus der gesamten Schweiz ergab zwar auch eine Präferenz für südliche bis südöstliche Expositionen, nach Osten und Südwesten ausgerichtete Hänge werden jedoch ebenfalls regelmäßig genutzt (LÜPS 1980). Kleinräumig sind Steinhuhn-Biotope immer sehr gut gegliedert: Kuppen, Geländerippen, Felsbänder, Steine, Geröllfelder, Bäume (vorwiegend Krüppelfichten), Baumstümpfe, Grasbulten, Strauchgruppen und andere Strukturen sorgen für ein reiches Mikrorelief (HAFNER 1994). In Steinhuhnrevieren dominiert (mehr als 70 % Bodendeckung) nie eines dieser Strukturelemente (LÜPS & Heynen 1978a). Im weiteren Umkreis der Steinhuhn-Aufenthaltsgebiete finden sich hauptsächlich gras- und krautdominierte Flächen, Bäume nehmen einen Anteil von ca. 20 % ein; Zwergsträucher sowie Steine und Felsen machen 5-15 bzw. 5-18% aus (HAFNER 1994). Das Vorhandensein von Wasser spielt keine Rolle für das Steinhuhn (LÜPS & HEYNEN 1978a, HAFNER 1994). Die Bodendeckung der Vegetation ist im Winter am geringsten (40-60 %), steigt im Frühjahr auf 60-70 % und ist im Sommer mit 80-90 % am höchsten (HAFNER 1994). Die Nahrungsgebiete liegen zur Brutzeit zumeist in stark gedecktem, von keiner Seite her einsehbarem Gelände, im Winter hingegen offen an Graten und Hängen, wo der Wind die Schneedecke abträgt (HAFNER 1994). Oberhalb der Waldgrenze besiedelt das Steinhuhn in den Alpen Rasengesellschaften der subalpinen und alpinen Zone sowie Zwergstrauchgesellschaften und felsiges Gelände, an oder unterhalb der Baumgrenze hingegen vorwiegend durch Beweidung stark aufgelichtete Lärchen-, Zirben- und Fichtenwälder. Geschlossene Baumbestände werden immer gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, LÜPS 1980). In den Hohen Tauern wurden Steinhühner zwischen 1.300 und 3.000 Meter beobachtet, am häufigsten zwischen 1.700 und 2.300 Meter. Dabei ergeben sich deutliche jahreszeitliche Unterschiede: Im Frühjahr und Frühsommer wird der Bereich von 1.700-1.800 Meter bevorzugt genutzt (Brutplätze), im Frühsommer zusätzlich der Bereich zwischen 2.000-2.200 Meter (Aufzuchtsgebiete der Jungen). Im Winter suchen Steinhühner schneearme Zonen zwischen 1.800 und 2.100 sowie zwischen 2.800 und 3.000 Meter auf (HAFNER 1994).

38.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Zum Bruterfolg liegen kaum Angaben vor, nicht verwunderlich angesichts der schweren Auffindbarkeit der Nester. In Kärnten überlebten von acht Bruten nur ca.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

40 % der Jungen die ersten vier Lebensmonate (HAFNER 1994). Steinhühner sind monogam und verteidigen Reviere in der Umgebung des Neststandortes. Die Größe des ganzjährigen Streifgebiets betrug in Kärnten bei neun besenderten Vögeln zwischen 2,5 und 22,5 km², es wurden maximale Ortsveränderungen von acht Kilometern festgestellt (HAFNER 1994). Die Reviere brütender Weibchen maßen zur Zeit der Eiablage 20, 32 und 48 ha, in der Bebrütungszeit verkleinerten sich die Aufenthaltsräume deutlich auf 8-9,5 ha und in der Aufzuchtsphase vergrößerten sich die Reviere wiederum auf 22, 30 und 36 ha (HAFNER 1994).

Angaben zur Siedlungsdichte liegen aus Kärnten sowie aus verschiedenen Gebieten der Schweiz vor: In den Hohen Tauern zählte HAFNER (1994) in drei jeweils 320, 340 und 840 ha großen Untersuchungsgebieten vier, fünf und 11 Brutpaare, daraus ergeben sich Dichten von 1,1-1,4 Brutpaaren/km²; die Siedlungsdichte rufender Männchen (inklusive unverpaarter Vögel) lag bei 1,9-2/km². In der Schweiz wurden im Tessin 1,3-4 rufende Männchen/km² (ZBINDEN 1984), im Oberengadin 1,9 Männchen/km² (HESS 1979) und im Wallis mindestens 1,4 Paare/km² (LÜPS & HEYNEN 1978a) erfasst.

Wanderungen: Das Steinhuhn ist ein ausgesprochener Standvogel und führt lediglich kleinräumige vertikale Wanderungen durch. Altvögel in Kärnten zeigten ein gerichtetes Wanderverhalten von den Brutgebieten zu den Winterquartieren, dabei wurden Entfernungen zwischen sechs und neun Kilometern zurückgelegt (HAFNER 1994).

38.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Steinhuhn ist eine der wenigen Vogelarten, deren Verbreitungsgebiet auf Europa beschränkt ist.

Europa: Die Vorkommensschwerpunkte liegen am Balkan sowie auf der Apenninen-Halbinsel, zusätzlich ist das Steinhuhn die einzige mediterrane Vogelart, die auch den Alpenbogen besiedeln konnte (LÜPS 1981). Es spricht einiges dafür, dass der Alpenraum erst nach der letzten Eiszeit, möglicherweise im Gefolge des Menschen, besiedelt wurde (LÜPS 1981). Das alpine Areal reicht von den französischen und italienischen Westalpen bis in die Südalpen in Oberitalien, Kärnten und Slowenien, in den Zentralalpen werden im Osten die Niederen Tauern erreicht. In Italien brütet das Steinhuhn außerhalb der Alpen im Apennin südwärts bis Kalabrien und darüber hinaus auch auf Sizilien, wo die Art bis auf Meeresniveau hinabsteigt. In den Gebirgszügen des Balkans ist das Steinhuhn weitverbreitet und erreicht im Süden den Peloponnes, im Osten die bulgarischen Rhodopen, wo es vom naheverwandten Chukarhuhn (*Alectoris chukar*) ersetzt wird (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Steinhühner brüten in 10 europäischen Staaten, der europäische Gesamtbestand (und damit auch der Weltbestand) wird auf 31.000-59.0000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 15.000-29.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle 1: Brutbestand des Steinhuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	900-1.200	1998-2002
Frankreich	2.000-3.000	1992
Griechenland	2.000-5.000	
Italien	10.000-20.000	1988-1997

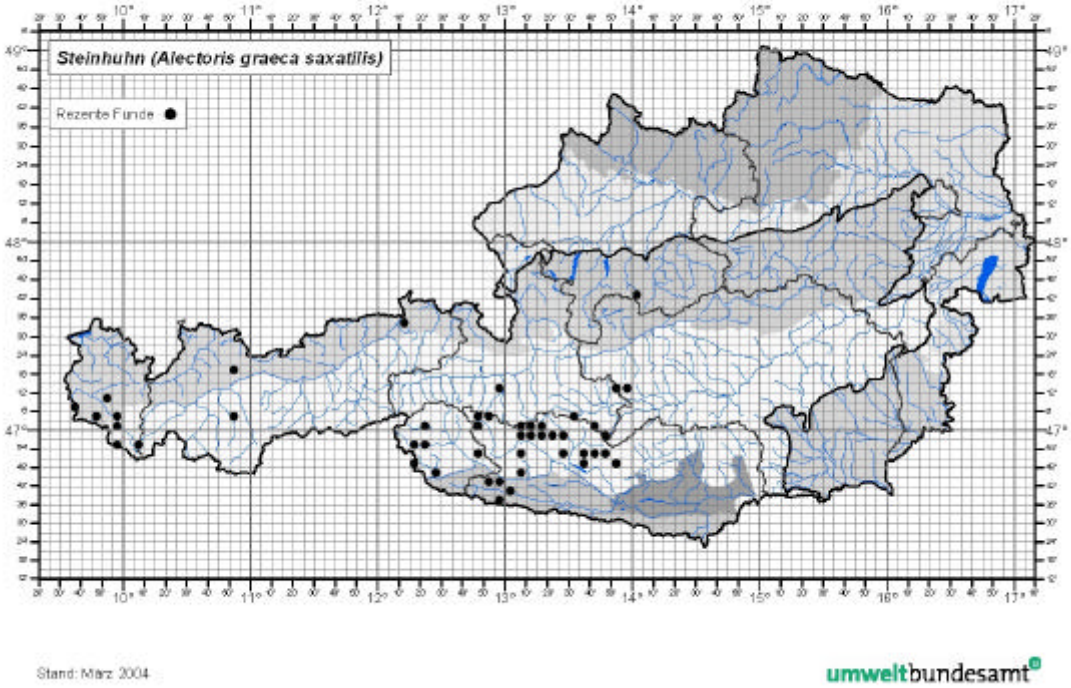
Österreich: Die heutigen Verbreitungsschwerpunkte des Steinhuhns liegen südlich des Alpenhauptkammes, in den übrigen Zentralalpen dürfte die Art ein sehr lokaler, seltener Brutvogel sein; aus den nördlichen Kalkalpen liegen nur einzelne Beobachtungen vor (DVORAK et al. 1993). Das Steinhuhn ist eine der am schlechtesten erfassten Vogelarten Österreichs und wird aufgrund seines nur schwer zugänglichen Lebensraumes im Rahmen „normaler", nicht zielgerichteter Exkursionen nur ganz ausnahmsweise nachgewiesen. Dass das Steinhuhn tatsächlich auch heute noch in günstigen Biotopen ein durchaus verbreiteter und lokal gar nicht so seltener Brutvogel ist, zeigen die mehrjährigen Arbeiten von HAFNER (1994) in Kärnten.

Österreich/Brutvorkommen: *Steiermark*: Das Steinhuhn war ehemals ein weiter verbreiteter Brutvogel (PRÄSENT 1979), seit 1981 liegen allerdings nur mehr aus drei Gebieten Brutzeitbeobachtungen vor: 1981 und 1982 mehrere Nachweise aus der Umgebung des Preber in den Schladminger Tauern, 1984 vom Mühlbacher Nock im Grenzgebiet zu Kärnten und 1991 aus den Seetaler Alpen (S. Präsent ABS). Zur Klärung der derzeitigen Bestandssituation wären spezielle Nachforschungen, vor allem im Grenzgebiet zu Kärnten, erforderlich (SACKL & SAMWALD 1997). *Kärnten:* Zwischen 1988 und 1992 wurde eine flächendeckende Bestandsaufnahme durchgeführt, die in den Zentralalpen ein geschlossenes Verbreitungsgebiet von der Osttiroler Landesgrenze bis ins Nockgebiet ergab. Auch in den Gailtaler und Karnischen Alpen ist das Steinhuhn noch weit verbreitet; ein isoliertes Vorkommen fand sich in der Vellacher Kocna an der slowenischen Grenze (HAFNER 1994). Der Gesamtbestand (im Frühjahr) wurde aufgrund dieser Erhebung auf 1.500-1.800 Individuen geschätzt (HAFNER 1994). *Salzburg*: Zumindest an der Südseite der Hohen Tauern sollte die Art etwas weiter verbreitet sein, im ABÖ liegt allerdings nur eine einzige Beobachtung vor. Ein Nachweis aus dem Jahr 1985 vom Wirtsnock im Lungau ist in Verbindung mit den Vorkommen im kärntner Nockgebiet zu sehen. Aus den weiteren Landesteilen sind keine neueren Informationen verfügbar. Frühere Vorkommen sind aus den Loferer und Leoganger Steinbergen, dem Steinernen Meer sowie aus dem Hagen- und Tennengebirge bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). *Tirol*: Die meisten Nachweise stammen aus den Zentralalpen von den westlichen Tuxer Alpen westlich über das Brennergebiet, die Stubaier – und Ötztaler Alpen bis zur Samnaungruppe. Aus den nördlichen Kalkaplen liegen neuere Meldungen aus den Allgäuer und Lechtaler Alpen, aus dem Karwendel und aus dem Kaisergebirge vor. In Osttirol ist die Art möglicherweise im Anschluss an die Vorkommen in Kärnten weiter verbreitet, doch liegen auch aus diesem Landesteil nur wenige aktuelle Nachweise aus den Hohen Tauern vor (LANDMANN & LENTNER 2001). *Vorarlberg*: In den 1990er Jahren wurde die Art im hinteren Bregenzer Wald, im Kleinen Walsertal, im Klostertal und im Gargellental nachgewiesen. Der Bestand liegt derzeit kaum über 10-20 Paaren (KILZER et al. 2002).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: Ehemalige Vorkommen fanden sich am Ötscher, an der Rax sowie am Schneeberg, in allen diesen Gebieten gelangen aber seit den 1930er Jahren keine Nachweise mehr (BERG & RANNER 1997). *Oberösterreich*: Das Steinhuhn war ehemals Brutvogel der nördlichen Kalkalpen. Die letzten sicheren Nachweise aus dem Sengsengebirge und dem Dachsteinmassiv stammen aus den

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1950er und 1960er Jahren, der letzte Brutnachweis aus dem Toten Gebirge wurde 1964 gemeldet (MAYER 1986, BRADER & AUBRECHT 2003).



38.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2 (vulnerable), Rote Liste Österreich: VU (vulnerable/gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I & II/1, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Bestandstendenzen: Quantitative Angaben zur Bestandsentwicklung liegen nicht vor. Zahlreiche Einzelangaben zeigen, dass die Art vor allem in den nördlichen Alpenteilen (Vorarlberg, nördliche Kalkalpen in Nieder- und Oberösterreich) um die Jahrhundertwende weiter verbreitet war, hier aber heute wahrscheinlich überall fehlt oder zumindest schon seit Jahrzehnten nicht mehr als Brutvogel nachgewiesen werden konnte (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, DVORAK et al. 1993). Auch in der Steiermark ist das Steinhuhn aus zahlreichen Gebieten im Verlauf des 20. Jahrhunderts verschwunden (PRÄSENT 1979). In Kärnten ist die Art von der Saualpe, in weiten Teilen des Nockgebiets, vom Dobratsch und aus den Vorbergen der Karawanken verschwunden (HAFNER 1994).

Gefährdungsursachen: In den Alpen wurden viele günstige Habitate erst durch die menschliche Bewirtschaftung geschaffen. Die Aufgabe der Berglandwirtschaft führt nun in machen Gebieten, wie z. B. in den kärntner Nockbergen, aber auch andernorts in den Alpen, zur Wiederbewaldung und damit zur Einengung des Lebensraums durch Verluste von Bergwiesen und Weiden (HAFNER 1994). Als weitere Rückgangsursachen werden Habitatzerstörungen durch touristische Erschließung und die damit verbundenen Beunruhigungen der Hochlagen, eine Verschlechterung der klimatischen Bedingungen und damit in Zusammenhang eine Zunahme der Mortalität in kalten, feuchten Sommern und harten Wintern genannt (TUCKER & HEATH

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1994). Die Jagd spielt als Gefährdungsursache keine Rolle, da Steinhühner höchstens zufällig erlegt werden und viele Jäger die Art überhaupt nicht mehr kennen (HAFNER 1994).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Ein großflächiges Wiederaufleben der extensiven Berglandwirtschaft, die dem Steinhuhn die besten Voraussetzungen bieten würde, scheint unwahrscheinlich. Die besten Bedingungen für die Erhaltung des Steinhuhns würden großflächige Schutzgebiete in weitgehend naturnahen alpinen Landschaften bieten, die vor allem Steilhänge im Bereich der Waldgrenze einschließen und frei von Störungen und Erschließungsmaßnahmen bleiben sollten (HAFNER 1994). Die derzeitige Wiederausbreitung der Almwirtschaft bringt dem Steinhuhn hingegen wenig, da sie sich vor allem auf leicht zugängliche, flachere Lagen beschränkt, die von der Art nur selten genutzt werden (HAFNER 1994). Extensive Almbewirtschaftung sollte mit den Instrumenten des österreichischen Programms für die ländliche Entwicklung gefördert werden.

38.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Steinhuhns in Europa stark verantwortlich.

38.1.9 Kartierung

Methoden zur Bestandsaufnahme sind in HAFNER (1994) genau beschrieben. Männchen sind in der Paarungszeit zwischen März und Juni und im Herbst anhand ihrer Rufe leicht zu entdecken und können auch mittels einer Klangattrappe gelockt werden. Als zusätzliche Nachweismethode wird die Suche nach der charakteristischen Losung empfohlen.

38.1.10 Wissenslücken

Da die Verbreitung der Art nur völlig ungenügend bekannt sind, sind selbst einfache Vorkommensnachweise von Relevanz. Gezielte quantitative Untersuchungen sollten in bekannten Vorkommensgebieten durchgeführt werden. Längerfristige Untersuchungen der Bestandsentwicklung wären schließlich in bestimmten Gebieten (z. B. in SPAs) zur Beurteilung von Managementmaßnahmen und des Erhaltungszustandes erforderlich.

38.1.11 Literatur

BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden. 715 pp.

BERG, H.-M. & RANNER, A: (1997): Vögel (Aves). Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung/Abt. Naturschutz, St. Pölten. 184 pp.

BERNARD-LAURENT, A. (1984): Hybridisation naturelle entre Perdix bartavelle (*Alectoris graeca saxatilis*) et Perdix rufa (*Alectoris rufa rufa*) dans les Alpes Maritimes. Gibier Faune Sauvage 2: 79-96.

BERNARD-LAURENT, A. (1986): Régime alimentaire automnal de la Perdix bartavelle, *Alectoris graeca saxatilis*, dans les Alpes Maritimes. Rev. Ecol. (Terre Vie) 41: 41-57.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

HAFNER, F. (1994): Das Steinhuhn in Kärnten. Ökologie, Biologie und Lebensraum. Carinthia II, Sonderheft 52. Verlag des naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt. 135 pp.

HESS, R. (1979): Zur Siedlungsdichte des Steinhuhns im Oberengadin zwischen Maloja und Silvaplana. Orn. Beob. 76: 41-43.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

LANDMANN, A: & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LÜPS, P. (1980): Daten zur Vertikalverbreitung und zum Lebensraum des Steinhuhns *Alectoris graeca* in den Schweizer Alpen. Orn. Beob. 77: 209-218.

LÜPS, P. (1981): Gedanken zur Besiedlung des Alpenraums durch das Steinhuhn *Alectoris graeca*. J. Orn. 122: 393-401.

LÜPS, P. (1994): Zeichnet sich für den Bestand des Steinhuhns *Alectoris graeca* eine Trendwende ab? Orn. Beob. 91: 25-30.

LÜPS, P. & HEYNEN, W: (1978a): Verteilungsmuster und Lebensraum des Steinhuhns *Alectoris graeca* an einem Südhang des Lötschbergs (Rhonetal, Schweizer Alpen). Jb. Naturhistor. Mus. Bern 6: 143-173.

LÜPS, P. & HEYNEN, W: (1978b): Grandeur et dynamique des groupes chez la Perdix bartavelle *Alectoris graeca* dans les Alpes suisses. Nos Oiseaux 34: 341-348.

MAYER, G. Th. (1986): Oberösterreichs verschwundene Brutvögel. Jb. Oö. Mus.-Ver. 131: 129-155.

PRÄSENT, I. (1979): Zur Verbreitung des Steinhuhnes *Alectoris graeca* Meisner 1804 in der Steiermark. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 8: 93-101.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F: (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge. 600 pp.

ZBINDEN, N. (1984): Zur Verbreitung, Siedlungsdichte und Herbst-/Winternahrung des Steinhuhns *Alectoris graeca* im Tessin. Orn. Beob. 81: 45-52.

38.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die aktuelle Bestandssituation der Art ist im ganzen österreichischen Verbreitungsgebiet nur völlig unzureichend bekannt. Nach derzeitigem Kenntnisstand beherbergt nur ein SPA (Hohe Tauern) eine größere Population. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind daher identisch. Beim derzeitigen Kenntnisstand können für die Art keine Habitatindikatoren angegeben werden, die eine realistische Beurteilung des Erhaltungszustandes ermöglichen. Eine Abschätzung der Populationsentwicklung durch standardisierte Erhebungen in räumlich begrenzten Probegebieten scheint derzeit die einzige Möglichkeit für eine Einstufung des Erhaltungszustandes.

38.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Enrfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

38.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

38.3 Bewertungsanleitung

38.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

38.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Wenn Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Wenn Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Wenn Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

39 A119 *PORZANA PORZANA*

39.1 Schutzobjektsteckbrief

39.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Tüpfelsumpfhuhn

Englisch: Spotted Crake, Französisch: Marouette ponctuée, Italienisch: Voltolino, Spanisch: Polluela pintoja

39.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Rallen und Kranichvögel, Familie Rallidae – Rallen

Merkmale: Kleine Ralle mit kurzem, geraden gelben (an der Basis rötlichem) Schnabel, beigen Unterschwanzdecken (nur selten gefleckt oder gebändert) und grünen Beinen. Auffällig ist der weiße Flügelvorderrand, Hals, Brust und Oberseite sind mit weißen Flecken und Strichen gezeichnet.

39.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Zur Brutzeit werden von den Paaren kleine, oft nur einige 1.000 m² große Reviere besetzt. In Ostpolen waren die Reviere von Tüpfelsumpfhühnern nur ausnahmsweise größer als fünf Hektar, in der Regel sind sie nicht größer als ein Hektar. Während der Bebrütungsphase beschränkt sich der Aktionsraum der Vögel auf weniger als einen Hektar, selten entfernen sie sich weiter als wenige Meter vom Nest. Die Bebrütung der Gelege und die Aufzucht der Jungvögel erfolgt unter Beteiligung beider Partner (SCHÄFFER 1998). Zu anderen Jahreszeiten ist das Tüpfelsumpfhuhn vorwiegend Einzelgänger, am Zug sind jedoch bisweilen kleine Gruppen von 2-4 Individuen zu beobachten. Auch im Winterquartier werden kleine Reviere von 200-300 m² besetzt (TAYLOR 1987, TAYLOR & VAN PERLO 1998).

Fortpflanzung: Tüpfelsumpfhühner sind monogam, die Paare bilden sich knapp nach der Ankunft im Brutgebiet. Die Legeperiode beginnt Anfang April und zieht sich bis Mitte Juni, im Norden des Brutgebiets bis Ende Juli. Im pannonischen Raum wird die Mehrzahl der Gelege in der ersten Dekade des Mai gezeitigt. Die Gelegegröße liegt in der Regel zwischen acht und 12 Eiern. Der Mittelwert von 54 Gelegen aus Ungarn lag bei 10,3 (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973), der Mittelwert von 11 Gelegen aus Ostpolen bei 10,6 (SCHÄFFER 1998). Die Bebrütung der Eier dauert 18-19 Tage, Jungvögel sind nach 5-6 Wochen flugfähig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Tüpfelsumpfhühner brüten in der Regel zweimal im Jahr (SCHÄFFER 1998).

Nahrung und Nahrungssuche: Tüpfelsumpfhühner ernähren sich sowohl von tierischer als auch von pflanzlicher Kost. Unter den Beutetieren finden sich vor allem am und im Wasser und Schlamm lebende kleine Insekten, insbesondere Larven, Puppen und Imagines von Mücken, kleinen Käfern, Schwimmwanzen und Libellen aber auch Köcherfliegen, Schmetterlinge und Ameisen, Spinnentiere (Wasserspinnen und Wassermilben, Ringelwürmer, Wasserschnecken, Nacktschnecken und fallweise auch sehr kleine Fische, die sich in Wasserresten gefangen hatten. Darüber hinaus zählen auch Algen sowie junge Triebe, Blätter und Samen der im Lebensraum vorkommenden Pflanzen zur Nahrung der Art (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, TAYLOR & VAN PERLO 1998). In Ostpolen wurde die Zusammensetzung der Nahrung anhand von Kotproben ermittelt: Käfer machten hier knapp 60 % der Beutetiere aus, gefolgt von Zweiflüglern mit etwas über 20 % und Schmetterlingsraupen und Wanzen mit jeweils knapp unter 10 %. Pflanzliche Überreste konnten nur in 12,2 % aller Kotproben gefunden werden (SCHÄFFER 1998).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die Nahrungssuche erfolgt vorwiegend auf schlammigem Boden, schwimmender Vegetation oder in seichtem Wasser von maximal sieben Zentimetern Tiefe. Das Tüpfelsumpfhuhn liest seine Nahrung vom Boden (trockener oder feuchter Schlamm), von der Wasseroberfläche oder von Pflanzenteilen auf, taucht bisweilen aber seinen Kopf auch unter Wasser. Im Gegensatz zum Kleinen Sumpfhuhn klettert es kaum in niedergebrochenem Röhricht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, TAYLOR & VAN PERLO 1998).

39.1.4 Autökologie

Lebensraum: Das Tüpfelsumpfhuhn brütet in Feuchtgebieten mit dichter, niederer, oft in Bülten wachsender Vegetation und niedrigem, eine Höhe von 20-30 cm nicht überschreitendem Wasserstand. Für die Art günstige Verhältnisse finden sich z. B. in seggenreichen Beständen in den landseitigen Bereichen von größeren Verlandungs-Röhrichten, im Bereich periodisch überfluteter Feuchtwiesen in Flusstälern, in Übergangsgebieten zwischen Röhrichten und feuchten Pfeifengras- und Schafschwingelwiesen, in nassen Viehweiden, verlandenden Torfstichen und in stark verwachsenen Fischteichen. Typische Brutbiotope sind offene, locker bewachsene Kleinseggenriede mit eingestreuten Bülten, Bestände des Schneid-Rieds (*Cladium mariscum*) und niedere Mischbestände aus diversen Seggen-, Binsenarten und anderen Grasarten (*Carex*, *Eleocharis*, *Agrostis*, *Deschampsia*, *Alopecurus*, *Cyperus*, *Juncus*, *Poa* u.a.), besiedelt werden aber auch lockere Schilf- und Rohrkolbenbestände, die eine dichte Unterschichte aus den oben genannten Arten aufweisen und feuchte Brachen. (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, TAYLOR & VAN PERLO 1998, M. DVORAK unveröff.). In Ostpolen nutzten Tüpfelsumpfhühner als Tageslebensraum überwiegend unbewirtschaftete Bultseggenriede und Seggenwiesen. Die Vegetationshöhe lag hier zwischen 20 und 100 cm, mehr als 50 % aller Beobachtungen gelangen in Wiesen, die eine Höhe zwischen 50 und 70 cm aufwiesen (SCHÄFFER 1998). Der wichtigste Habitatfaktor ist in jedem Fall der Wasserstand, da das Tüpfelsumpfhuhn Gebiete mit zu hohem Wasserstand und Gebiete ohne anstehendes Wasser nicht besiedelt. In Ostpolen betrug die mittlere Wassertiefe in Tüpfelsumpfhuhn-Lebensräumen 10,3 ± 7,0 cm. Bei schnell austrocknenden Lebensräumen verlassen die Brutvögel regelmäßig Gelege und kleine Jungvögel. Andererseits können bei später Überflutung noch im Juli neue Lebensräume besiedelt werden. Da geeignete Wasserstandsverhältnisse an einer bestimmten Stelle oft nur für kurze Zeit vorhanden sind, ist die Art vorwiegend in größeren Feuchtgebieten zu finden, wo in Reaktion auf jede Senkung oder Hebung des Wasserspiegels kleinräumige Verlagerungen der Reviere möglich sind. Kleinräumig günstige Wasserstandsverhältnisse, die aber nur kurz andauern, können unter Umständen sogar zu einer „ökologischen Falle“ werden (SCHÄFFER 1998). Das Nest wird gut gedeckt über sehr nassem Boden oder über maximal 15 cm tiefem Wasser in eine von seichtem Wasser umgebenen Gras- oder Seggenbülte gebaut.

Im Winterquartier werden zumeist temporär sehr seicht überflutete Seggen- und Grasbestände besiedelt, die schlammige Stellen und kleine Tümpel aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, TAYLOR & VAN PERLO 1998, M. DVORAK unveröff.).

39.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es existieren keine Studien zu Bruterfolg und Mortalität der Art. Da auch längerfristige Beringungsprogramme im Brutgebiet bislang noch kaum und wenn dann nur an einer kleinen Zahl an Vögeln durchgeführt wurden, sind auch keine Aussagen über Wiederkehrraten, Geburtsortstreue und andere für die Populationsdynamik der Art relevante Faktoren möglich. Bei einem ungarischen Vorkommen westlich von Budapest schlüpften aus 25 von 48 Nestern insgesamt ca. 150-170 Jungvögel (SZABO 1969/70).

Wanderungen: Das Tüpfelsumpfhuhn ist Zugvogel. In geringer Zahl überwintert die Art in den gemäßigten Teilen Europas, etwas häufiger in Südeuropa, Israel und Nordafrika, während das Haupt-Überwinterungsgebiet in West-, Ost- und Südostafrika sowie auf dem Indischen Subkontinent liegt. Dass die Art in geringer Zahl auf der Arabischen Halbinsel überwintert, scheint

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

möglich. Die bis dato relativ geringe Zahl an Nachweisen aus dem afrikanischen Überwinterungsgebiet erklärt sich durch die schwere Nachweisbarkeit der Art und auch durch die doch recht unzugänglichen Winterhabitate. Der Abzug aus den Brutgebieten kann schon im Juli beginnen, viele Vögel verweilen aber im Brutareal, um dort an günstigen Plätzen zu mausern. Jungvögel beginnen erst im August/September abzuziehen. Die Verweildauer im afrikanischen Winterquartier ist regional unterschiedlich, in Ostafrika wurden Tüpfelsumpfhühner von November bis Anfang Mai, in Süd- und Zentralafrika von November bis April festgestellt, die höchsten Zahlen finden sich von Jänner bis März. In Israel dauert die herbstliche Zugperiode von Mitte August bis Mitte November, der Frühjahrzug von Ende Februar bis Ende Mai mit einer Hauptzug-Periode von Mitte März bis Mitte April (TAYLOR & VAN PERLO 1998).

39.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutareal des Tüpfelsumpfhuhns umfasst die westliche und zentrale Paläarktis. Im Westen reicht das Verbreitungsgebiet bis Frankreich, die Britischen Inseln und Nordspanien; im Norden in Europa bis in den Süden der Skandinavischen Halbinsel und das südliche Finnland, in Sibirien den 61.-64. Breitengrad; im Osten bis SW-Sibirien (Burjatien) und NW-China (Sinkiang). Die Südgrenze des Brutgebiets verläuft durch den Norden Kasachstans (48°-50° Nord), in Europa wird sporadisch das Kaukasus-Gebiet und Südrussland erreicht, auf der Balkanhalbinsel ist die Art bis Bulgarien und Mazedonien, auf der Apenninen-Halbinsel nur im Norden verbreitet. In West-, Mittel und Südeuropa brütet das Tüpfelsumpfhuhn überall nur sehr lokal und tritt oft nur unregelmäßig auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, TAYLOR & VAN PERLO 1998).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) brütet das Tüpfelsumpfhuhn in 29 Staaten. Der Brutbestand der Art wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne Russland) auf 42.000-70.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen Weißrussland mit 25.000-30.000, die Ukraine mit 4.200-4.800, Rumänien mit 5-000-20.000 und Polen mit 2.500-3.500 (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Diese Angaben dürften allerdings die tatsächlichen Zahlen in einigen Fällen weit unterschätzen, so konnte im Rahmen einer Untersuchung in Ostpolen allein in den Flusstälern von Narew und Biebrza eine mehrfach höhere Brutpopulation als der geschätzte Landesbestand festgestellt werden (SCHÄFFER 1998).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 2.700-6.500 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände des Tüpfelsumpfhuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	10-100	1998-2002
Belgien	4-8	1981-1990
Dänemark	20-50	1993-1996
Deutschland	600-800	1996
Finnland	1.000-2.000	1990-1995
Frankreich	60-200	1997
Italien	50-200	1988-1997
Niederlande	150-400	1989-1991
Norwegen	10-100	1990
Spanien	750-2.400	

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schweden	100-200	1990
Vereinigtes Königreich	1-20	1989-1993

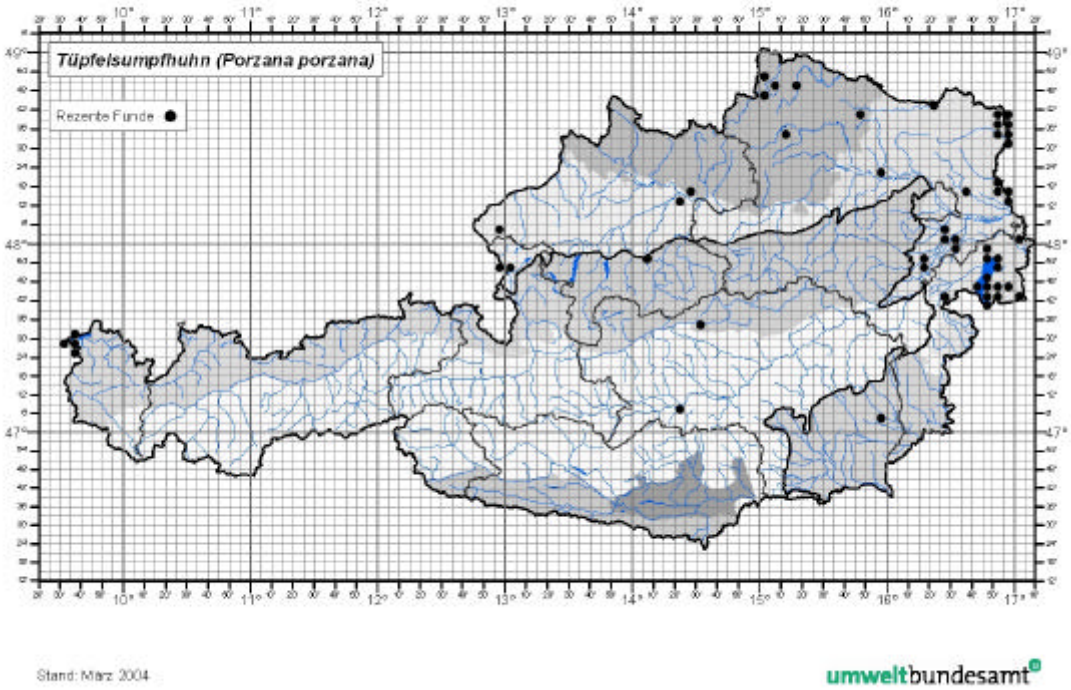
Österreich/Verbreitung: Derzeit existieren drei einigermaßen regelmäßig besetzte Brutgebiete des Tüpfelsumpfhuhns. Das mit Abstand bedeutendste und größte liegt im Neusiedler See-Gebiet. In manchen Jahren wurde die Art seit 1995 überdies auch in den March/Thayaauen und in der Feuchten Ebene (inklusive der Leithaniederung) außer in trockenen Jahren regelmäßig in einiger Anzahl nachgewiesen. Darüber hinaus stehen zumindest temporär auch in anderen Gebieten (vor allem in Ostösterreich aber auch in alpinen Talböden) kleinflächig geeignete Habitate für die Art zur Verfügung, wie verschiedene Nachweise rufender Vögel aus den letzten 10-15 Jahren zeigen. Fast alle diese Beobachtungen betreffen rufende und daher noch unverpaarte Männchen; ob es in solchen Fällen auch regelmäßig zu Bruten kommt, kann momentan nicht beantwortet werden.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Das Tüpfelsumpfhuhn besiedelt am Neusiedler See lokal die landseitigen Teile des Schilfgürtels sowie stellenweise geeignete Feuchtbereiche im Seewinkel. Mangels gezielter Kartierungen in den letzten 10 Jahren sind (abgesehen von Zufallsbeobachtungen) keine Aussagen über Bestandszahlen möglich. Das Auftreten der Art ist allerdings stark von den Wasserständen abhängig. In trockenen Jahren bleiben im Seewinkel Nachweise in der Regel aus, während in Jahren hoher Wasserstände bis zu 15 rufende Männchen registriert wurden (DVORAK et al. 1993). Im Hanság wurden 1996 auf Überschwemmungsflächen sogar ausnahmsweise 25 rufende Männchen gezählt (J. LABER ABÖ). Rufende Männchen wurden in einzelnen Jahren auch im Bereich der Leithaniederung nördlich von Zurndorf sowie im Mittelburgenland am Rohrbacher Teich nachgewiesen (ABÖ). *Niederösterreich*: Nachdem in früheren Jahren nur Einzelnachweise gelangen, werden in den March/Thaya-Auen seit 1995 beinahe alljährlich rufende Männchen in größerer Zahl nachgewiesen (ZUNA-KRATKY et al. 2000), 1996-2001 wurden zwischen 10 und 13 Rufer registriert (ABÖ). Aus der Feuchten Ebene wurden 1996 vier und 1999 sechs rufende Männchen gemeldet, ein Brutnachweis gelang 1996 (J. FRÜHAUF, G. WICHMANN ABÖ). Weitere Einzelnachweise stammen auch aus dem Wald- und Weinviertel. *Steiermark*: Im Ennstal gelangen seit 1992 mehrere Nachweise von jeweils 1-2 Rufern (SACKL & SAMWALD 1997, ABST). *Vorarlberg*: 1988-2001 wurden im Rheindelta in vier Jahren rufende Männchen festgestellt (KILZER et al. 2002).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Salzburg*: 1989 gelang ein Brutnachweis bei Siggerwiesen nördlich der Stadt Salzburg (M. GRAF in DVORAK et al. 1993).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Ziehende Vögel sind zu den Zugzeiten regelmäßig an geeigneten Gewässerabschnitten zu beobachten, bedingt durch die heimliche Lebensweise der Art bleibt die Zahl solcher Nachweise aber immer vergleichsweise klein.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



39.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/secure, Rote Liste Österreich: EN (endangered/stark gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Quantitative Informationen zur längerfristigen Bestandsentwicklung der Art existieren nicht. Es ist jedoch davon auszugehen, dass das Tüpfelsumpfhuhn durch Trockenlegungen und Wiesenumbruch im Verlauf des 20. Jahrhunderts massive Lebensraumverluste erlitten hat.

Gefährdungsursachen: Eine Gefährdung des Tüpfelsumpfhuhns ist in erster Linie durch den großräumigen Lebensraumverlust gegeben. Die bis auf den heutigen Tag erhaltenen Restvorkommen sind zwar in der Regel nicht mehr direkt von Umbruch bedroht, ein konkretes Gefährdungspotential besteht jedoch infolge von Habitatveränderungen durch Nutzungsaufgaben (z.B. Verschilfung von Feuchtwiesen) und großräumige Änderungen im Wasserhaushalt.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die in Österreich verbliebenen Vorkommen des Tüpfelsumpfhuhns liegen mehrheitlich in Gebieten, in denen bereits Schutzmaßnahmen im Gange sind. In und abseits dieser Gebiete müssen aber dennoch alle Anstrengungen unternommen werden, hohe Wasserstände in vorhandenen Feuchtflächen zu erhalten und neue Lebensräume durch Wiedervernässung und (periodische) Überstauung zu schaffen. In bestehenden Vorkommensgebieten wäre der Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushalts Priorität einzuräumen. Die späte Mahd von Feuchtwiesen wäre mit den Instrumenten des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL zu fördern.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

39.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF 2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Tüpfelsumpfhuhns weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

39.1.9 Kartierung

Ähnlich wie beim Wachtelkönig besteht die einzige Zeit- und kosteneffektive Erfassungsmethode in der Zählung der zumeist in der Nacht rufenden Männchen. Da die Männchen nur in der kurzen Phase vor ihrer Verpaarung rufaktiv sind und danach keine weithin hörbaren Laute mehr von sich geben, ist das Zeitfenster für Erhebungen bei dieser Art sehr eng und beschränkt sich unter Umständen nur auf wenige Tage. Unverpaarte Männchen rufen allerdings bis in den Juli hinein (SCHÄFFER 1998). Alle über reine Zählungen hinausgehenden Untersuchungen erfordern weitaus zeitintensivere Methoden inklusive Fang und Beringung der Vögel.

39.1.10 Wissenslücken

Bestandserfassungen von kleinen Rallenarten sind nur mit gezieltem methodischem Vorgehen möglich und wurden daher bislang nur in wenigen Gebieten durchgeführt. Gerade beim Tüpfelsumpfhuhn ist es wahrscheinlich, dass durch mehr oder weniger zufällige Nachweise rufender Männchen die tatsächlichen Bestände bei weitem unterschätzt werden. In den Kernvorkommen wären daher gezielte Untersuchungen mit mehreren, zeitlich gestaffelten Begehungen und Fängen erforderlich, um Aussagen zur Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung treffen zu können.

39.1.11 Literatur

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHÄFFER, N. (1998): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. Ökol. Vögel 21: 1-267.

SZABÓ, L.V. (1969/70): Vergleichende Untersuchungen der Brutverhältnisse der drei *Porzana*-Arten in Ungarn. Aquila 76-77: 73-113.

TAYLOR, P. B. (1987): A field study of the Spotted Crake *Porzana porzana* at Ndola, Zambia. Ostrich 58: 107-117.

TAYLOR, B. & VAN PERLO, P. (1998): Rails. A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World. Pica Press, Sussex. 600 pp.

39.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist in drei SPAs einigermaßen regelmäßig zur Brutzeit anzutreffen. Bedingt durch die zumeist nur temporäre Natur der für die Art geeigneten Lebensräume (in erster Linie abhängig von günstigen Wasserständen) und des dadurch bedingten unregelmäßigen Auftretens lassen sich Einzelvorkommen und Gebietsebene nicht trennen. Aus demselben Grund und aufgrund

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der komplexen strukturellen Merkmalskombination der von der Art benötigten Vegetationsstrukturen ist die Definition von Habitatindikatoren mit großen Unsicherheiten behaftet.

39.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

39.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Wasserstand	Geeignete Lebensräume weisen zwischen März und Juni alljährlich anstehendes Wasser (Wassertiefe unter 30 cm) auf	Geeignete Lebensräume weisen zwischen März und Juni in der Mehrzahl der Jahre alljährlich anstehendes Wasser (Wassertiefe unter 30 cm) auf	Geeignete Lebensräume weisen zwischen März und Juni in der Mehrzahl nur in einzelnen Jahren anstehendes Wasser (Wassertiefe unter 30 cm) auf
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Die Maximalzahl an rufenden Vögeln übersteigt in einem 10 Jahres-Zeitraum mehrmals (in mehr als 33% der Jahre) 10 Exemplare	Die Maximalzahl an rufenden Vögeln übersteigt in einem 10 Jahres-Zeitraum mehrmals (in mehr als 33 % der Jahre) drei Exemplare	Die Maximalzahl an rufenden Vögeln liegt in einem 10 Jahres-Zeitraum nur in Einzeljahren über drei Exemplaren
Konstanz des Auftretens	Rufende Vögeln treten alljährlich auf	Rufende Vögeln treten nicht alljährlich, aber in mindestens 33 % der Jahre auf	Rufende Vögeln treten in weniger als 33 % der Jahre auf

39.3 Bewertungsanleitung

39.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

39.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mindestens zwei der drei Indikatoren „A“, keiner „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mindestens zwei der drei Indikatoren „C“, keiner „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

40 A120 *PORZANA PARVA*

40.1 Schutzobjektsteckbrief

40.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kleines Sumpfhuhn

Englisch: Little Crake, Französisch: Marouette poussin,,Italienisch: Schiribilla, Spanisch: Polluela bastarda

40.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Rallen und Kranichvögel, Familie Rallidae – Rallen

Merkmale: Kleine Ralle. Oberseite matt braun. Kopf, Brust und Baum beim Männchen blaugrau. Weibchen mit blaugrauen Kopfseiten, Brust und Bauch hell beige. Schnabel grünlich mit rotem Punkt an der Basis. Beine grünlichgelb. Vom sehr ähnlichen Zwergsumpfhuhn durch die viel längere Handschwingenprojektion (verursacht durch die in Relation kürzeren Flügel des Kleinen Sumpfhuhns) sowie das Fehlen von weißem Ringeln und Schnörkel auf der Oberseite (mit Ausnahme der Jungvögel, die weiß gestrichelt sind) unterschieden.

40.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Zur Brutzeit werden von den Paaren Reviere besetzt, die gegenüber Artgenossen verteidigt werden. Zu anderen Jahreszeiten, am Zug und im Winterquartier offenbar vorwiegend Einzelgänger, manchmal aber auch in kleinen Gruppen (TAYLOR & VAN PERLO 1998).

Fortpflanzung: Kleine Sumpfhühner leben in monogamer Saisonehe, die Verpaarung erfolgt erst im Brutrevier. Die Ankunft beginnt in Mitteleuropa in der ersten Hälfte des April und zieht sich bis in den Mai hinein. Die Legeperiode beginnt Anfang Mai und zieht sich bis Ende Juli/Anfang August. Die Gelegegröße liegt zwischen vier und neun Eiern, mit 6-8 Eiern als den am häufigsten anzutreffenden Eizahlen (KUX 1959). Für die Brutdauer werden 15-21 Tage angegeben. Die Jungvögel sind nach ca. 6-7 Wochen flugfähig, Küken werden nach der Flügelentwicklung etwa mit 45–50 Tagen flugfähig (SIGMUND & FIGALA 1958). Ähnlich wie bei den anderen kleinen Rallen sind die Jungvögel aber bereits früher selbstständig und werden schon früher von den Altvögeln verlassen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Nahrung und Nahrungssuche: Kleine Sumpfhühner erbeuten vor allem kleine Wasserinsekten und deren Larven. Zum Nahrungsspektrum zählen Zweiflügler, Wasserkäfer, Wasserwanzen, Spinnen, Netzflügler, Libellen, Würmer sowie kleine Schnecken. Regelmäßig werden auch Pflanzensamen und junge Pflanzentriebe aufgenommen.

Kleine Sumpfhühner sind zur Nahrungssuche weitgehend auf das Vorhandensein von Wasser angewiesen, sie fressen während des Schwimmens, während sie über Halme und Blätter klettern oder auf dem Schlamm oder untergetauchten Algenmatten laufen. Die Nahrung wird sowohl aus dem Wasser aufgenommen als auch von Pflanzen oder dem Schlamm abgepickt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, TAYLOR & VAN PERLO 1998).

40.1.4 Autökologie

Lebensraum: Kleine Sumpfhühner brüten in Röhrichten an stehenden Gewässern. In Mitteleuropa besiedelt die Art vorwiegend Schilfbestände, darüber hinaus ist sie auch in Mischbeständen mit Rohrkolben, Schneidried und Großseggen zu finden. Schilfflächen, die vom Kleinen Sumpfhuhn besiedelt sind stehen immer unter Wasser, die durchschnittliche Wassertiefe in

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Revieren am Neusiedler See liegt bei ca. 50 Zentimetern. Wichtig ist das Vorhandensein einer Schichte aus alten, umgebrochenen Halmen, wie sie in der Regel nur in Beständen zu finden ist, die mehrere Jahre hindurch nicht gemäht oder abgebrannt wurden. Reviere von Kleinen Sumpfhühnern sind immer durch zahlreiche kleine offene Wasserflächen, Kanäle und aufgelockerte Bestände gegliedert. Eine derartige strukturelle Kombination findet sich nur in über mehrere Jahre hinweg ungemähten Schilfbeständen, die besten Habitate sind langjährig unberührte Schilfflächen. Das Kleine Sumpfhuhn ist ein Brutvogel der Niederungen, die besten Biotope mit den größten Populationen sind die ausgedehnten Röhrichtflächen an Flachseen und in Flussdeltas. Regelmäßig ist die Art auch an Fischteichen und stark verwachsenen Altwässern sowie an Naturseen zu finden. Allerdings ist an diesen Gewässern selten ein größerer Schilfgürtel entwickelt so dass sich hier immer nur kleinere Populationen der Art ansiedeln (M. DVORAK unveröff.).

40.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es existieren keine Studien zu Bruterfolg und Mortalität der Art. Da auch Beringungen bislang nur in sehr geringem Maße durchgeführt wurden, sind auch keine Aussagen über Wiederkehrraten, Geburtsortstreue und andere für die Populationsdynamik der Art relevante Faktoren möglich.

Wanderungen: Das Kleine Sumpfhuhn ist wohl überwiegend ein Weitstreckenzieher, wenngleich auch einzelne Winternachweise aus West- und Mitteleuropa bekannt sind. Die Lage der Winterquartiere ist bislang nur ungenügend bekannt, grob umrissen umfasst es die Steppengebiete Ost- und Westafrikas (der südlichste afrikanische Nachweis stammt aus Zambia), Teile der Arabischen Halbinsel, den Nahen Osten und reicht östlich bis Pakistan und Nordindien. Konkrete Winterbeobachtungen sind allerdings nicht häufig: Aus Nordafrika liegen zahlreiche Nachweise vom Herbstzug vor, die Art dürfte hier aber nicht oder bestenfalls in kleiner Zahl überwintern (TAYLOR & VAN PERLO 1998).

40.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutareal des Kleinen Sumpfhuhns liegt in der Steppenzone Eurasiens. Im Osten endet es in Ostkasachstan und Sinkiang, im Westen in den Niederungen Polens und des Ostens Deutschlands sowie in der Kleinen Ungarischen Tiefebene. Weiter westlich sind nur mehr wenige Einzelvorkommen bekannt, viele davon sind nur unregelmäßig besetzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) wurde das Kleine Sumpfhuhn in 26 Staaten als Brutvogel nachgewiesen. Der Brutbestand der Art wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne Russland) auf 25.000-40.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen Rumänien mit 3.000-6.000, die Ukraine mit 3.500-4.000 (wobei der Großteil auf das Donaudelta entfällt) und der Neusiedler See 12.000-22.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 12.100-22.200 Brutpaare, der mit weitem Abstand wichtigste Brutplatz ist der Neusiedler See.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände des Kleinen Sumpfhuhns in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

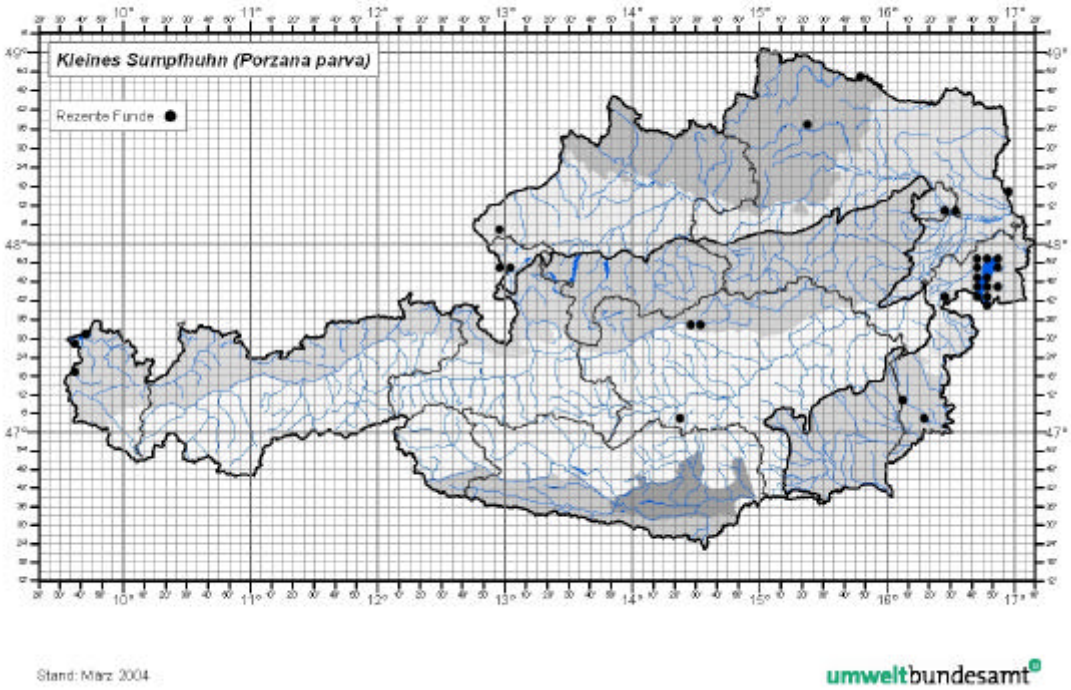
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	12.000-22.000-	1998-2002
Finnland	1-10	1990-1995
Frankreich	5-15	1997
Deutschland	35-37	1996
Griechenland	10-50	
Italien	20-50	1988-1997
Niederlande	0-1	1980
Spanien	50-100	

Österreich/Verbreitung: Das einzige regelmäßig besetzte Brutgebiet des Kleinen Sumpfhuhns ist der Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Darüber hinaus wird die Art zur Brutzeit regelmäßig auch an kleineren Teichen, an Seen und an Altwässern in Auwäldern nachgewiesen, selbst in inneralpinen Tälern und Becken. In den weitaus meisten Fällen dürfte es sich hierbei um (verspätet) durchziehende, unverpaarte Individuen handeln, die manchmal durch ihre lauten Balzrufe Brutverdacht erwecken.

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Brutzeitbeobachtungen gelangen 1988 sowie in den Jahren 1995, 1997, 1998 und 2000 in der Unteren Lobau und (einmal) auch in der Oberen Lobau (SABATHY 2001), aufgrund dieser Nachweise ist ein vereinzeltes Brüten der Art wohl anzunehmen. *Burgenland*: Die Art ist im Schilfgürtel des Neusiedler Sees ein weitverbreiteter und häufiger Brutvogel. Erhebungen in den 1980er Jahren ergaben in geeigneten Altschilfbeständen am West- und Ostufer durchschnittliche Dichten von 1-2 Revieren/ha, lokal wurden bis zu fünf Reviere/ha erreicht (DVORAK 1985, M. DVORAK unveröff.). Eine Erhebung am Südostufer im Jahr 1995 ergab sogar einen geschätzten Bestand von 2.763 ± 783 Revieren auf einer Fläche von 12,7 km², dies entspricht einer durchschnittlichen Dichte von 2,2 Revieren/ha. Eine Hochrechnung dieser Befunde auf die besiedelbaren Bereiche im übrigen Schilfgürtel ergab eine aktuelle Bestandsschätzung von 12.300-22.000 Revieren für den gesamten See (DVORAK et al. 1997). An den Lacken des Seewinkels sind hingegen keine regelmäßigen Vorkommen des Kleinen Sumpfhuhns bekannt. Rufende Vögel wurden regelmäßig an den Güssinger Teichen und vereinzelt am Rohrbacher Teich bei Mattersburg festgestellt (ABÖ). *Steiermark*: 1998 gelang ein Brutnachweis am Fuchsschweifteich bei Neudau (F. SAMWALD ABST) ansonsten Nachweise rufender Vögel von verschiedenen anderen Lokalitäten, vorwiegend in der Oststeiermark (SACKL & SAMWALD 1997).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Ziehende Vögel sind zu beiden Zugzeiten und auch zur Brutzeit regelmäßig an geeigneten Gewässerabschnitten zu beobachten, bedingt durch die heimliche Lebensweise der Art bleibt die Zahl solcher Nachweise aber immer vergleichsweise klein.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



40.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/Secure, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Zählungen, mit der sich die Bestandsentwicklung der Art zurückverfolgen ließe, existieren nicht. Dennoch muss davon ausgegangen werden, das sich zumindest die Fläche besiedelbaren Lebensraumes langfristig (im Vergleich zur Mitte des vorigen Jahrhunderts) erhöht hat, da der Umfang der Schilfwirtschaft am Neusiedler See seither stark zurückgegangen ist.

Gefährdungsursachen: Schilfschnitt und Abbrennen von Schilfbeständen stellen am Neusiedler See die wesentlichsten Gefährdungsfaktoren für die Art dar, da Jungschilfbestände erst nach einigen Jahren vom Kleinen Sumpfhuhn besiedelt werden. Die Sukzession innerhalb des Schilfgürtels scheint sich hingegen nach den nur stichprobenhaften Beobachtungen der letzten Jahre je nach Teilgebiet in unterschiedlicher Art und Weise auszuwirken. Am Südostufer wurde verbreitet eine Ausdünnung der Schilfbestände und eine Zunahme der offenen Wasserflächen festgestellt (siehe dazu DVORAK et al. 1997). In den seeseitigen Bereichen am Nordostufer des Sees ist hingegen eine Tendenz zur Verdichtung der Schilfbestände vorhanden, die zum Verschwinden der eingestreuten kleinen Wasserflächen führt. Beide Tendenzen werden zukünftig deutliche Lebensraumverluste für das Kleine Sumpfhuhn bringen. Am Nordwestufer ist die Art in Gebieten, die noch zu Ende der 1980er Jahre dicht besiedelt waren, in den letzten Jahren fast völlig verschwunden (M. DVORAK unveröff.). Inwieweit dieser Befund auf andere Teile des Schilfgürtels am Westufer zutrifft, ist unbekannt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen für das Kleine Sumpfhuhn müssen auf die Erhaltung von mehrjährig ungemähten, überfluteten Altschilfbeständen abzielen. Erhaltungsmaßnahmen für diese und die anderen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees brütenden Vogelarten wären zeitlich und räumlich im Rahmen eines Management-Planes aufeinander abzustimmen. Der räumliche Umfang der Schilfbewirtschaftungsmaßnahmen (Schnitt und Brand) sollte jährlich erfasst werden, um potentiell ungünstige Tendenzen frühzeitig erkennen zu können.

40.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Kleinen Sumpfhuhns in besonderem Maße verantwortlich.

40.1.9 Kartierung

Erhebungen des Kleinen Sumpfhuhns sind nur unter Einsatz einer Klangattrappe erfolgversprechend. Der beste Zeitraum dafür liegt zwischen Anfang Mai und Mitte Juni.

40.1.10 Wissenslücken

Bestandserfassungen von kleinen Rallenarten sind nur mit gezieltem methodischem Vorgehen möglich und wurden daher bislang nur in wenigen Gebieten durchgeführt. Eine Interpretation der Beobachtungen ist nur anhand guter Kenntnis der Lebensweise der Art möglich. In manchen Gebieten könnten durchaus kleinere, bislang unentdeckte Vorkommen bestehen. Für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees fehlen aktuelle Bestandserhebungen, rezente Untersuchungen blieben alle auf die Naturzone des Nationalparks im Südostteil beschränkt. Zumindest stichprobenhafte Erhebungen wären auch in anderen Teilen des Gebiets dringend erforderlich.

40.1.11 Literatur

DVORAK, M. (1985): Siedlungsdichte und Biotopwahl von Kleinem Sumpfhuhn (*Porzana parva*) und Wasserralle (*Rallus aquaticus*) im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 446-454.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

DVORAK, M.; NEMETH, E.; TEBBICH, S.; RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

KUX, Z. (1959): Ein Beitrag zur Bionomie der Bartmeise und des Kleinen Sumpfhuhns an südmährischen Teichen. Acta Mus. Moraviae 44: 139-170.

SABATHY, E. (2001): Verbreitung und Bestand der Brutvögel an den Gewässern in Wien 1995-1999. Egretta 44: 89-138.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SIGMUND, L. & FIGALA, J. (1958): Hnízdeni chrástala malého (Scop.) v reservaci „Velký a Malý Tisý“ a poznámky k jeho postnatálnímu vývoji [Zum Nisten des Kleinen Sumpfhuhns (*Pozana parva*) im Naturschutzgebiet „Velký a Malý Tisý“ und Bemerkungen zur postnatalen Entwicklung]. Ochrana prírodny 13: 41-47.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

TAYLOR, B. & VAN PERLO, P. (1998): Rails. A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World. Pica Press, Sussex. 600 pp.

40.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Art ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch.

40.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

40.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Vegetation	Mehr als 90 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	70-90 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 30 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	70-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 70 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Vegetationsstruktur	Mehr als 50 % der Schilffläche besteht aus mindestens fünfjährigen Altschilfbeständen	25-50 % der Schilffläche w bestehen aus mindestens fünfjährigen Altschilfbeständen	Weniger als 25 % der Schilffläche besteht aus mindestens fünfjährigen Altschilfbeständen
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

40.3 Bewertungsanleitung

40.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

40.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens ein Habitatindikator „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“; Populationsindikator „B“ und alle drei Habitatindikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „B“, und alle Habitatindikatoren sind „C“; Populationsindikator „C“, und 1-3 Habitatindikatoren „C“ und 1-2 Habitatindikatoren „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

41 A122 *CREX CREX*

41.1 Schutzobjektsteckbrief

41.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Wachtelkönig

Englisch: Corncrake, Französisch: Râle des Genêts, Italienisch: Re di Quaglie, Spanisch: Guión de codurnices

41.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Rallen und Kranichvögel, Familie Rallidae – Rallen

Merkmale: Gut drosselgroße, vergleichsweise hochbeinige und langhalsige, aber kompakte und robuste Gestalt mit kräftigem, hohem Schnabel. Flügeloberseite ziegelfarben rotbraun, breiter Überaugenstreif und Halsseiten bläulich grau, Rücken auf gelblichbraunem Grund dunkel längsgestreift, Bauchseiten vertikal gebändert. Geschlechter nicht unterscheidbar. Das für Nachweise und Bestimmung im Feld wichtigste Kennzeichen ist der Ruf der Hähne (Gesangs- und Revierfunktion; SCHÄFFER 1995, SCHÄFFER *et al.* 1997), ein bis über einen Kilometer weit tragender knarrender Doppellaut (namensgebend: „*Crex crex*“). Unverpaarte Männchen (in Schottland 92 % der Männchen pro Nacht) rufen vom Einbruch der Dunkelheit bis zum Hellwerden fast pausenlose Reihen mit hoher Intensität und Lautstärke, verpaarte (in Schottland 12 % der Männchen pro Nacht) deutlich weniger kontinuierlich und intensiv oder nur in kurzen Rufreihen, gelegentlich (v.a. bei Störung) auch bei Tag (SCHÄFFER 1995, TYLER & GREEN 1996). Wachtelkönig-Männchen sind mittels Sonagramm-Analysen akustisch individuell unterscheidbar (PEAKE et al. 1998). Nur ausnahmsweise zu sehen, am ehesten auffliegend (z.B. bei der Mahd), wobei ziegelrote Flügel und v.a. beim Abheben ein etwas kraftlos wirkender Flug mit lang baumelnden Beinen auffällt. Am ehesten bei der Mahd können Jungvögel gesehen werden: sie sind zunächst völlig schwarz, ihr Federkleid ist ab einem Alter von ca. 15-20 Tagen zunehmend mit braunen Federn durchsetzt; mit ca. 30 Tagen sehen sie (kein Grau, Farbeindruck eher ocker) wie blasse Altvögel aus.

41.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Adulte Wachtelkönige leben solitär und zeigen ein ausgeprägtes Territorialverhalten, das die räumliche Verteilung der Brutreviere regelt. Primär erfolgt dies durch die nachts intensiv rufenden Männchen, die damit zugleich paarungsbereite Weibchen anlocken. Die nächtlichen Rufplätze der Männchen sind über eine gewisse Zeit hinweg ortskonstant (z.B. SCHÄFFER 1995) und markieren offenbar geeignete Neststandorte (s. unten). Bei Tage streifen die Hähne jedoch auch weit in den Revieren anderer Männchen herum (STOWE & HUDSON 1991, SCHÄFFER 1999a, HELMECKE 2000). Die Lage geeigneter Lebensräume ist für diesen spät eintreffenden, zudem bei Nacht ziehenden Vogel von Jahr zu Jahr schlecht voraussagbar (z.B. durch Überflutungen oder Trockenheit) und kann sich in größerem Ausmaß verlagern (z.B. SCHÄFFER 1995), aber – v.a. in Gebieten mit höherem Bruterfolg – auch jahrelang konstant bleiben (z.B. SCHÄFFER & MÜNCH 1993). Dadurch – und durch die Kurzlebigkeit der Art – wird ein „opportunistisches“ Besiedelungsverhalten gefördert. So kommt es auch in homogen erscheinenden geeigneten Lebensräumen – insbesondere in nicht regelmäßig oder neu besiedelten Gebieten – durch gegenseitige Anziehung zur Bildung von in verschiedenen Jahren nicht ortskonstanten Gruppen von mehreren (typischerweise 3-10) Rufern (SCHÄFFER 1995, GREEN *et al*. 1997a); dieses Verhalten kann, wie SCHÄFFER (1995) in einem Feldexperiment nachweisen konnte, auch für die Ansiedlung von Wachtelkönigen ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nutzt werden. Geeignete Brutgebiete können so von den später eintreffenden (GREEN *et al.* 1997a) Weibchen leichter gefunden werden und bei dieser Art „Arenabalz“ sind auch die Verpaarungschancen für Männchen in Rufergruppen höher als in Einzelvorkommen. Allerdings steigt – bei geringeren Revierabständen von 50-200 m (SCHÄFFER 1995) – auch die Konkurrenz und Aggressivität unter den Männchen: Revierkämpfe sind bei Wachtelkönigen häufig (P. BÜRGER, pers. Mitt.). In der Voliere zeigen Jungvögel im Gegensatz zu den Altvögeln, nachdem sie von ihrer Mutter verlassen werden, über mehrere Wochen einen sehr starken Zusammenhalt und suchen häufig engen Körperkontakt (FRÜHAUF, unveröff.).

Fortpflanzung: Die in vielerlei Hinsicht extreme Fortpflanzungsstrategie des Wachtelkönigs ist an die schlechte Voraussagbarkeit der Bedingungen in seinem Lebensraum angepasst. Die Hähne beginnen spätestens einige Tage nach Ankunft im Brutgebiet zu rufen (GREEN *et al.* 1997a), reduzieren die Gesangsaktivität aber weitestgehend, sobald sie verpaart sind. Die Weibchen suchen singende Männchen auf und werden bei der Balz – anders als bei nahe verwandten Arten – von den Männchen gefüttert (SALZER 2003). Die Phase der Befruchtung, während der das Männchen das Weibchen zur Sicherung seiner Vaterschaft begleitet („mate guarding“) und offenbar auch vor Gefahren warnt (SCHÄFFER 1995), dauert nur wenige (erste Brut: meist fünf bis zehn, aber oft nur drei) Tage und endet bereits deutlich vor dem Ende der Eiablage (SCHÄFFER & MÜNCH 1993, TYLER & GREEN 1996, SCHÄFFER 1999). Die Männchen suchen, offenbar auch wegen der Aggressivität der Weibchen, wie aus Gefangenschaftsbeobachtungen hervorgeht (N. SCHÄFFER, pers. Mitt.), anschließend einen anderen, oft weit (bis über 1 km) entfernten (TYLER & GREEN 1996, SCHÄFFER 1999) Rufplatz auf und versuchen weitere paarungsbereite Weibchen anzulocken, die noch unverpaart sind, bereits ein Gelege verloren haben oder eine zweite Brut beginnen wollen. Die spätesten Rufer sind gewöhnlich in der ersten Julihälfte zu hören. Wachtelkönige sind demnach als sequentiell polygyn zu bezeichnen. Bebrütung und Jungenaufzucht werden alleine vom Weibchen bewältigt (TYLER *et al.* 1998, SCHÄFFER 1999).

Die Brutbiologie des Wachtelkönigs wurde an telemetrierten Vögeln in Schottland und Irland (STOWE & HUDSON 1991, TYLER & GREEN 1996, GREEN *et al.* 1997b) sowie in Polen (SCHÄFFER 1999) intensiv untersucht. Das Nest ist ein flacher Napf aus Grashalmen und Pflanzenstängeln und wird von den Weibchen in dichter Vegetation am Boden angelegt. Die Entfernung der Nester von den Rufstandorten ist gering und liegt meist unter 50-100 m, in Schottland und Irland auch bis 200 m (z.B. TYLER & GREEN 1996, SCHÄFFER 1999, OTTVALL & PETTERSON 1998), was offenbar auch in Österreich zutrifft (FRÜHAUF 2000, FRÜHAUF, unveröff.). Männchen legen oft flache „Plattformen“ an, die später die Basis für Nester darstellen (N. SCHÄFFER, pers. Mitt.).

Mit in aller Regel zwei Jahresbruten (SCHÄFFER 1995, 1999, GREEN *et al.* 1997b) zu je (7)8-12 Eiern (Mittel: 9,7 in Schottland und Irland, GREEN *et al.* 1997b), die in – für Vögeln völlig ungewöhnlich – kürzeren Abständen als einem Tag gelegt werden (1,2 bis 1,5 Eier pro Tag, GREEN *et al.* 1997b, SCHÄFFER 1999), sind Wachtelkönigweibchen potenziell sehr produktiv. Sie brüten ab Vervollständigung des Geleges (TYLER & GREEN 1996) und verlassen das Nest in dieser Zeit nur kurz zur Nahrungssuche im Umkreis von wenigen Metern (z.B. STOWE & HUDSON 1991). Die Bebrütungszeit nimmt in Schottland im Lauf der Brutsaison ab und beträgt 16-19 Tage (GREEN *et al.* 1997b). Die Jungen schlüpfen stark synchronisiert meist innerhalb eines Tages (SCHÄFFER 1999, GREEN *et al.* 1997) und verlassen das Nest nach 1-2 Tagen. Sie werden die ersten 4-5 Tage vom Weibchen von Schnabel zu Schnabel zu gefüttert und ernähren sich ab diesem Zeitpunkt ausschließlich selbst. Während der Führungsperiode entfernen sich die Familien nur 100-200 m vom Nest (GREEN *et al.* 1997a). Die Küken wachsen schneller als ihre nächsten Verwandten Tüpfelsumpfhuhn und Wasserralle (SALZER 2003), werden lange vor dem Flüggewerden im Alter von ca. 12 Tagen (GREEN *et al.* 1997b) von ihrer Mutter (für die Anlage der zweiten Brut) verlassen und erreichen die Selbständigkeit damit wesentlich früher als die verwandten Arten (SALZER 2003); die Führungszeit dauert bei

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der zweiten Brut länger (15-20 Tage, GREEN *et al.* 1997b). Die Flugfähigkeit wird mit ca. 35 Tagen erreicht. Die zweite Brut wird von den Weibchen bereits begonnen, wenn sie noch die Jungen aus der ersten Brut führt („Schachtelbrut"). Die Mauser der Altvögel, die in dieser Zeit 10-20 Tage flugunfähig sind, findet Mitte Juli bis Ende August in den Brutlebensräumen statt (SCHÄFFER 1999).

Zeitpunkt von Ankunft und Eiablage (und damit auch der anschließenden Phasen der Fortpflanzung) unterscheidet sich in Abhängigkeit von den klimatischen Rahmenbedingungen deutlich in verschiedenen Regionen Europas, wie Untersuchungen in Schottland bzw. Irland, Polen und Frankreich zeigen (GREEN *et al.* 1997b, SCHÄFFER 1995, 1999, BROYER 1995). Aufgrund der bei GREEN *et al.* (1997b) angegebenen Daten können für „reguläre" Ankunftszeiten in typischen österreichischen Wachtelkönigbrutgebieten tieferer Lagen (1. bis 25. Mai, der Großteil der Vögel trifft erst nach Mitte Mai ein) folgende brutbiologischen Termine berechnet werden: Verpaarung erste Brut: 5. Mai bis 4. Juni; Bebrütungsbeginn erste Brut: 13. Mai bis 14. Juni;, Schlüpfen erste Brut: 31. Mai bis 4. Juli; Ende Führungsperiode erste Brut: 12. Juni bis 17. Juli; Flüggewerden erste Brut: 5. Juli bis 10. August; Bebrütungsbeginn zweite Brut: 23. Juni bis 6. August; Schlüpfen zweite Brut: 10. Juli bis 25. August; Ende Führungsperiode zweite Brut: 27. Juli bis 14. September; Flüggewerden zweite Brut: 14. August bis 1. Oktober. Durch Fang von Jungvögeln (deren Alter durch biometrische Maße berechnet werden kann, SALZER & SCHÄFFER 1997) während der Mahd konnten diese Berechnungen in Niederösterreich bestätigt werden (FRÜHAUF 2000, FRÜHAUF unveröff.). Für höhere Lagen in Mittelgebirgen und Alpentälern sind diese Termine sieben bis 14 Tage später anzusetzen.

Nahrung und Nahrungssuche: Wachtelkönige sind – abgesehen vom Revierverhalten – tagaktiv. Sie ernähren sich überwiegend von tierischer Nahrung und haben ein breites Nahrungsspektrum, das in der Hauptsache verschiedene Wirbellose (Insekten, Spinnen, Regenwürmer, Schnecken), aber auch kleinere Wirbeltiere (z. B. Amphibien, ausnahmsweise wohl auch Eidechsen, Mäuse, Kleinvögel) umfasst; in geringem Umfang wird v.a. nach der Brutzeit auch vegetabilische Kost (frische Pflanzenteile, auch Samen) gefressen (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973, SCHÄFFER 1999). Als eine Art mit extrem hohem Energieumsatz (z. B. REICHHOLF 1991) leben sie in produktiven Lebensräumen (SCHÄFFER 1999) und sind hinsichtlich der Zusammensetzung wenig wählerisch, wie unterschiedliche Nahrungsspektren in verschiedenen Ländern zeigen (GREEN *et al.* 1997a); sie bevorzugen vielmehr vergleichsweise große (5-12 mm) Beutetiere (SCHÄFFER 1999). Am häufigsten werden größere Insekten (z. B. Laufkäfer, Heuschrecken, Dipteren und Hymenopteren) und Regenwürmer gefressen. Wie alle Rallen trinken Wachtelkönige regelmäßig.

Die schmalbrüstige, konisch zulaufende, langbeinige Gestalt gestattet dem Wachtelkönig eine erstaunlich rasche, schlüpfend-schreitend-laufende Fortbewegung in dichter Vegetation, die sich dabei kaum bewegt. Die Beute wird mit dem kräftigen Schnabel vom Boden oder von der Vegetation aufgepickt, manchmal mit kleinen Sprüngen. Im Brutrevier werden Ortswechsel nur sehr ungern fliegend vorgenommen.

41.1.4 Autökologie

Lebensraum: Wachtelkönige besiedeln ausgedehnte Bestände grasiger und krautiger Pflanzen in offener oder halboffener Landschaft. Wie Telemetrie-Untersuchungen in verschiedenen Gebieten zeigten, nutzen die Männchen über die (nachts) verteidigten Reviere hinausgehend recht ausgedehnte Streifgebiete („home ranges"); in Abhängigkeit von der Dauer der Messungen reichen die Angaben für durchschnittliche Streifgebietsgrößen von 2-5 ha in bayerischen Fettwiesen (SCHÄFFER & MÜNCH 1993), 4,8 ha (für 15,6 Tage) in Schweden (OTTVALL & PETTERSON 1998), 6,3 ha (für 15,7 Tage) im Odertal (HELMECKE 2000) und 8 ha (pro Monat) in Schottland und Irland (STOWE & HUDSON 1991). Weibchen nutzen in der Bebrütungsphase wesentlich kleinere (STOWE & HUDSON 1991, SCHÄFFER 1999, HELMECKE 2000), in der Führungsphase dagegen größere Flächen (SCHÄFFER 1999). In recht guter Ü-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

bereinstimmung dazu werden in Österreich (nach Daten aus Niederösterreich und Steiermark) potenzielle Habitate, d.h. Offenflächen mit Grünland oder Brachen, mit sehr wenigen Ausnahmen erst ab einem Durchmesser von mindestens 200 m (ca. 4 ha) und im Mittel (Median) über 300 m (ca. 9 ha) besiedelt (FRÜHAUF & ZECHNER 1998, FRÜHAUF 2000); Mit diesem Ansatz konnte die Lage potenzieller Rufplätze gut vorausgesagt werden (PAULI *et al.* 2000).

Als ursprüngliche Lebensräume sind natürlich waldfreie Standorte anzusehen, die durch Überflutungen, Eisstoß, Feuer, Lawinen oder Weidegänger entstehen. Dass auch natürliche subalpine Wiesen zu den Ur-Habitaten zu zählen wären (FLADE 1997), scheint u.a. aus populationsökologischen Gründen unwahrscheinlich; diese sind vielmehr in den Verlandungsgesellschaften von Flusstälern, Seen- und Niedermoorlandschaften mit großen Seggen-, Gras- und Hochstaudenbeständen zu suchen (FLADE 1997, SCHÄFFER & GREEN 2001). Diese ursprünglich auch in Österreich mit großen Flächen vertretenen Lebensräume, in denen der Wachtelkönig höchstwahrscheinlich ursprünglich ebenfalls heimisch war, sind heute in Mitteleuropa bis auf Reste zerstört; die Zukunft der Wachtelkönigpopulationen entscheidet sich daher im Kulturland (SCHÄFFER & GREEN 2001).

Wachtelkönige haben keine ausschließliche Bindung an Feuchtlebensräume wie andere Rallen, sondern besiedeln vorwiegend Mähwiesen und Streuwiesen, aber (zunehmend) auch Brachen; in geringem Umfang werden auch Reviere in Getreidefeldern bezogen (s. weiter unten) oder sehr extensive Weiden mit brachefallenden Randstrukturen (z.B. FLADE 1991b, PUCHSTEIN 1999). Entscheidend ist die Vegetationsstruktur, in erster Linie ausreichende Deckung von oben; Vegetation mit höherer Deckung (über 80 % Deckung im Mai) wird bevorzugt (SCHÄFFER 1999, HELMECKE 2000, FRÜHAUF unveröff.). Offenbar besteht für Wachtelkönige ein hoher Selektionsdruck zur Anlage der Nester an Standorten mit guter Deckung, da Feldexperimente in den vom Wachtelkönig in der Kulturlandschaft überwiegend besiedelten Süßgras-Heuwiesen (*Poaceen*) eine gegenüber Seggenwiesen (*Carex spp.*) höhere Prädationsrate erfuhren, die jedoch auch hier bei besserer Deckung geringer ist (HIRLER 1994). Am Boden muss eine ausreichende Durchdringbarkeit gewährleistet sein (SCHÄFFER 1999). Diese Bedingungen sind am ehesten in Pflanzenbeständen gegeben, wo Obergräser und Kräuter hohe Anteile haben bei geringem Anteil an Unter- und Mittelgräsern. Eine nicht allzu hohe Vegetationsdichte in den obersten Schichten verbessert den Lichteinfall und erhöht das Insektenangebot (FLADE 1991b); eine gewisse Lückigkeit bietet u.a. den Jungen Küken, die nach mehrtägigem Regen und Kälte durch permanentes Abstreifen von Tropfnässe leicht verklammen, Stellen zum Aufwärmen (z.B. STOWE & HUDSON 1991, GREEN *et al.* 1997). Feuchte Wiesen werden deshalb häufig besiedelt, weil ihre höhere Produktivität sich in besserer Deckung und höherem Nahrungsangebot sowie in auf flach überstauten Flächen durch Unterdrückung der Vegetation leichtere Durchdringbarkeit der unteren Schichten niederschlagen. V.a. frühe Rufplätze werden an Stellen bezogen, die sich durch einen Vegetationsvorsprung (dichter und höher) gegenüber der Umgebung auszeichnen (SCHÄFFER & MÜNCH 1993, SCHÄFFER 1999, FRÜHAUF unveröff., HELMECKE 2000). Besonders von den früh eintreffenden Männchen (Ende April und Mai) wird daher mehrjährige (z.B. Grauweidenbüsche *Salix cinerea*), nicht bewirtschaftete (z.B. Brach- und Hochstaudenflächen) Vegetation in linearen (z.B. an Gräben) oder punktuellen (z.B. mit Seggen oder Schilfhorsten bestandene Senken) Strukturen stark bevorzugt. Insbesondere frühe Nester befinden sich überwiegend in höherer, deckungsreicher Vegetation wie z. B. Hochstauden, spätere auch in Wiesenbeständen (STOWE & HUDSON 1991, TYLER & GREEN 1996); Sicherheit vor Überflutung dürfte auch eine gewisse Rolle spielen (s. unten). Erste Bruten in Schottland befanden sich zu 77 % in Hochstauden (v.a. Brennessel *Urtica dioica* und Kerbel *Anthriscus sylvestris*; GREEN *et al.* 1997b). Einzelne Büsche oder Hochstauden werden auch im Hochsommer in erster Linie von Weibchen mit Jungvögeln gerne als Schattenspender aufgesucht (FLADE 1991b, SCHÄFFER 1999). Das Vorhandensein von Seggen und Hochstauden verbessert zudem die Nahrungsressourcen, weil jahreszeitlich deutlich früher ein hohes Nahrungsangebot zur Verfügung steht als in Fettwiesen (z.B. SCHÄFFER 1999). Die Angaben zur Höhe der Vegetation auf besiedelten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Flächen variieren in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten; sie ist in klimatisch ungünstigeren Gebieten anscheinend neidriger: 20 cm in Schottland und Irland (GREEN & WILLIAMS 1994), 30-50 cm in Bayern bzw. Frankreich (SCHÄFFER & MÜNCH 1993, BROYER 1991) und im Mittel 60 (minimal 40) cm im Odertal zum Zeitpunkt der Besiedlung (HELMECKE 2000); für Österreich dürften die Werte am oberen Ende dieser Angaben liegen (FRÜHAUF, unveröff.). Die Rufplätze werden von den Männchen in Österreich in der Regel (zumindest bei Wiesenflächen begrenzter Größe) überraschend genau im Zentrum größerer Wiesenbereiche etabliert, da offenbar die Entfernung zu Waldrand oder anderen potenziell Gefahren (v.a. auf Warten sitzende Nesträuber) bringenden Strukturen maximiert wird; die mittlere Entfernung (Median) zum nächstgelegenen Waldrand oder Gehölz betrug in Niederösterreich und der Steiermark an 54 Rufplätzen 150 m, 90 % der Werte lagen über 50 m (FRÜHAUF & ZECHNER 1998). Damit in Zusammenhang ist auch die Meidung höherer Gehölzdichten, insbesondere von Einzelgehölzen, zu sehen (FRÜHAUF 2000). Viele Rufplätze sind gegenüber ihrer Umgebung etwas erhöht (z.B. FLADE 1991b, SCHÄFFER 1995, 1999); dadurch wird einerseits die Schallausbreitung gefördert, andererseits bieten solche Stellen (z. B. kleine Buckel, Dämme) bei Hochwasser Nestern und Küken bessere Überlebenschancen. Eine besondere Bedeutung haben (kein)flächige und lineare Strukturen wie nicht gemähte Senken, Staudensäume und Böschungen, aber auch tiefbeastete Buschgruppen (gern mit Grauweiden) als Rückzugsflächen während der Mahd oder Mauser sowie als schattenspendender Tagesaufenthalt (FLADE 1991b); sie tragen wesentlich zum Populationserhalt bei (z. B. BROYER & RENAUD 1998).

Besonders häufig besiedelte Vegetationstypen (mit ihren dominanten Pflanzen) sind in Österreich: frische Heuwiesen mit Glatthafer *Arrhenaterum elatius* und Knäuelgras *Dactylis glomerata*, feuchte und nasse Wiesen mit Wiesenfuchsschwanz *Alopecurus pratensis* und Rohrschwingel *Festuca arundinacea*), Bestände wiesenbildender Großseggen (z.B. *Carex acutiformis, C. riparia, C. gracilis)* und Hochstaudenfluren (z.B. Sumpfiris *Iris pseudacorus*, Beinwell *Symphytum officinale*, Brennessel *Urtica dioica* und Ackerkratzdistel *Cirsium arvense*), daneben Streuwiesen mit eingestreutem Schilfbestand, Seggen und Pfeifengras *Molinia caerulea*. Größere Brutvorkommen mit über 100 Revieren in Ackerkulturen wurden in einem Gebiet mit Lehm-Böden in Holland (v.a. Winterweizen, stark bevorzugt werden aber Luzerne und Kümmel; VOSLAMBER 1989, KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003) und in Nordrhein-Westfalen (MÜLLER & ILLNER 2001) gefunden, bilden aber in Europa als lokale Besonderheiten eher die Ausnahme; ihr Beitrag zur Bestandserhaltung erscheint angesichts relativ später Besiedlung und nur weniger Bruthinweise fraglich. Reviere in Getreide wurden in Österreich in größerem Umfang im südwestlichen Waldviertel und vereinzelt auch in anderen Gebieten erfasst (ABÖ); ein wahrscheinlicher Neststandort lag südlich von Wien in einem Rapsfeld (FRÜHAUF unveröff.).

41.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Wachtelkönig gilt als Paradebeispiel für eine Art, deren Populationsdynamik nur mit dem Metapopulationskonzept (z.B. PULLIAM 1987), das „source“ (Quellen)-Populationen mit positiver Fortpflanzungsbilanz und „sink“ (Verschleiß)-Populationen mit negativer Fortpflanzungsbilanz unterscheidet, zu verstehen ist (z.B. SCHÄFFER 1995, SCHÄFFER & GREEN 1997). Die markanten Anpassungen an kurzfristig sich verändernde Lebensbedingungen wie die vergleichsweise geringe Ortstreue, das „opportunistische“ Besiedlungsverhalten mit offenbar sehr hohen Immigrations- und Emigrationsraten, das sequentiell polygyne Fortpflanzungssystem mit Tendenz zur „Arenabalz“ und die extrem hohe Reproduktionsrate bei kurzer Lebensspanne bedeuten wegen der versteckten Lebensweise beträchtliche methodische Schwierigkeiten und großen Aufwand, sodass keine umfassenden populationsdynamischen Untersuchungen an Wachtelkönig-Populationen vorliegen und wohl auch für kleinere Gebiete wenig sinnvoll wären. Wesentliche Parameter des Fortpflanzungserfolgs wurden in zwei vergleichsweise stark isolierten Populationen in Schottland und Irland untersucht, wo anhand von Simulationen gezeigt werden konnte, dass für eine konstante oder leicht zunehmen-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

de Populationsentwicklung ein Fortpflanzungserfolg von mindestens 4,5 flüggen Jungen pro Weibchen erforderlich ist (GREEN *et al.* 1997b). Wenn auch der Umfang von Immigration in Österreich nicht bekannt ist, sind positive oder konstante Bestandsentwicklungen in Österreich tatsächlich für solche Gebiete erkennbar, die sich durch hohe Anteile spät, nicht alljährlich oder nicht gemähter Flächen auszeichnen (z.B. March/Thaya-Auen, Truppenübungsplatz Allentsteig, Wiesen an der unteren Ill/Vorarlberg), während in Gebieten, wo Schutzmaßnahmen nicht oder nur in sehr geringem Umfang umgesetzt werden, offenbar auch nach stärkeren Einflügen die Bestände regelmäßig wieder zusammenbrechen (z.B. südliches Waldviertel) oder abnehmen (z.B. steirisches Joglland und Ennstal).

Die Anzahl der im folgenden Frühjahr auf den Brutplatz zurückkehrenden Wachtelkönige ist relativ gering (GREEN *et al.* 1997a). Das wird jedoch dadurch relativiert, dass Wachtelkönige vergleichsweise sehr kurzlebig sind; in Schottland und Irland betrug die jährliche Überlebensrate von Altvögeln nur 19 % (GREEN 1999). Häufig siedeln sich Vögel über 10 km vom Brutplatz entfernt an (z.B. VAN DEN BERGH 1991). Der Anteil an Gelegeverlusten (v.a. durch Fressfeinde) ist im Vergleich zu anderen Bodenbrütern bemerkenswert niedrig: 84-93 % der nicht durch Mahd zerstörten Gelege sind erfolgreich (GREEN *et al.* 1997b, SCHÄFFER 1999). Der Fortpflanzungserfolg ist unter ungestörten Bedingungen (keine Mahd) in erster Linie durch die Witterungsbedingungen während der ersten zwei Lebenswochen bedingt, v.a. aber während der ersten 5-6 Tage; später ist die natürliche Mortalität offenbar vernachlässigbar (CROCKFORD *et al.* 1996, GREEN *et al.* 1997b). Im Mittel überleben im niederschlagsreichen Brutgebiet in Schottland und Irland aus der ersten Brut 41 % und der zweiten Brut 67 % der Jungvögel (GR EEN *et al.* 1997b). Natürliche Verluste bei Adulten und Jungvögeln gehen offenbar in erster Linie auf Greifvögel, v.a. Weihen (*Circus spp.*), aber gebietsweise auch auf Klein- und Raubsäuger zurück (z.B. HIRLER 1994), können aber insgesamt als vergleichsweise gering gelten; Prädation an Jungvögeln durch Greife, Störche und Krähen hat offenbar v.a. bewirtschaftungsbedingt (Deckungsverlust während der Mahd) eine gewisse Bedeutung (CROCKFORD *et al.* 1996).

Angaben zur Siedlungsdichte sind wegen der vielfach „geklumpten" Verteilung der Wachtelkönig-Reviere (Rufergruppen) nur bedingt aussagekräftig. „Historische" Dichteangaben, die zu den höchsten bekannten in Mitteleuropa zählten, liegen aus dem Rheindelta vor mit 0,8 Revieren/10 ha in Feuchtwiesen und mit Dichtezentren von 2,9 Revieren/10 ha in strukturreichen Pfeifengrasweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). Im größten österreichischen Vorkommen, dem Truppenübungsplatz Allentsteig, können für 7.500 ha geeignetes Habitat deutlich geringere Dichten 0,02 bis 0,15 Revieren/10 ha berechnet werden. Für andere großräumige Gebiete liegen keine Dichteangaben vor, sie sind aber mit Sicherheit wesentlich geringer anzusetzen. Mit relativ sehr hoher Dichte sind die Rabensburger Wiesen (ca. 140 ha) in den Thayaauen besiedelt (0,36 bis 1,57 Reviere/10 ha). Noch höhere Werte liegen für sehr kleine Brutplätze vor: im Wörschacher Moos (ca. 20 ha) schwankte der Bestand 1997 bis 1999 zwischen zwei und acht Revieren (1,5 bis 4,0 Reviere/10 ha); noch gedrängter war eine kurzzeitige Ansiedlung im südlichen Wienerwald mit sieben Revieren auf 16 ha (mehr als 4 Reviere/10 ha).

Wanderungen: Der Wachtelkönig ist ein ausgeprägter Weitstreckenzieher. Hauptüberwinterungsgebiet sind die Grassteppen südlich der Sahara im tropischen Zentral-, Südost- und Südafrika. Der Hauptzugweg verläuft über das östliche Mittelmeergebiet und den Nahen Osten und konzentriert sich in Ägypten. Die in geringer Zahl vermutlich auch in Westafrika überwinternden Wachtelkönige dürften über die Iberische Halbinsel ziehen und gehören vermutlich den französischen und britischen Populationen an (STOWE & GREEN 1997b).

Zum Wegzug liegen wegen der versteckten Lebensweise wenig Daten vor; er beginnt bereits im August, erreicht im September im Mittelmeergebiet seinen Höhepunkt und dürfte bis Ende Oktober abgeschlossen sein; zumindest Jungvögel dürften aber aufgrund von Angaben in GREEN *et al.* (1997b) bis etwas über das Erreichen der Flugfähigkeit hinaus bis mindestens

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Ende September im Brutgebiet bleiben. Aufgrund von Winterbeobachtungen (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973) kann vereinzelte Überwinterung in Mittel- oder Westeuropa nicht ausgeschlossen werden, dies könnte aber zu längerem Zug unfähige (verletzte) Tiere betreffen. Der Aufenthalt in den tropischen Winterquartieren dauert mindestens von November bis April. In Österreich werden die ersten Wachtelkönige in der Regel in den ersten Maitagen gehört, in den besten Gebieten auch schon ab Ende April (frühestes Datum 23. April, R. PROBST im ABÖ). In den günstigen Tieflagen wird das Bestandesmaximum um den 20. Mai erreicht (FRÜHAUF, unveröff.), die Mittelgebirgslagen werden mindestens eine Woche später besiedelt. Märzbeobachtungen weisen darauf hin, dass die eigentliche (unbemerkte) Ankunft im Brutgebiet aber bereits vorher erfolgt (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). Die Eigenheit der Bildung von Rufergruppen befähigt Wachtelkönige offenbar, auf den Durchzugsrouten liegende Gebiete neu- oder wiederzubesiedeln (z.B. VAN DEN BERGH 1991).

Zahlreiche Hinweise für – mehrere Hundert bis über 1.000 Kilometer weite Zugbewegungen – während der Brutzeit beruhen auf Ringfunddaten (z.B. VAN DEN BERGH 1991, BÜRGER *et al.* 1997) und telemetrierten Vögeln (SCHÄFFER 1995, HOFFMANN 1997). Natürliche Auslöser für diese Bewegungen sind ökologische Bedingungen (z. B. Überschwemmungen, sommerliche Dürre), aber in der Hauptsache wohl die Grünlandbewirtschaftung, die im Zuge der voranschreitenden Heumahd riesige Gebiete unbewohnbar macht. Dies macht sich in Mitteleuropa mit massivem Zuzug im Juni und Juli (z.B. FLADE 1991b, PFÜTZKE 1998) bemerkbar, in Holland z. B. in Ackerkulturen (KOFFIJBERG & VAN DIJK 2001). Phänologische Daten (Bestandesmaxima Mitte Juni) sprechen für solchen Zuzug auch in einigen Teilen Österreichs (z.B. Vorarlberg, Waldviertel; FRÜHAUF 1997).

41.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das west- und zentralpaläarktische Brutgebiet des Wachtelkönigs reicht von den Pyrenäen und den Britischen Inseln im Westen bis nach Westsibirien (Baikalsee) im Osten. Im Norden werden in Europa Süd- bzw. Mittelskandinavien erreicht, im Süden verläuft die Verbreitungsgrenze unter Ausschluss der mediterranen Zone von Nordostspanien über die Alpen zum Balkan über Bulgarien bis zur Nordküste des Schwarzen Meers und weiter zur Nordosttürkei. Während in den nördlichen und zentralen Brutgebieten im wesentlichen die Tieflagen besiedelt werden, steigt der Wachtelkönig in den südlicheren Teilen des Verbreitungsgebiets in die montane und selbst subalpine Zone auf. Russland beherbergt den weitaus größten Anteil an der Weltpopulation. Wurde letztere noch vor kurzem auf 100.000 bis 200.000 Paare geschätzt (HORVÁTH & SCHÄFFER in HAGEMEIJER & BLAIR 1997), stellte sich diese Zahl jedoch aufgrund von Hochrechnungen auf der Basis stratifizierter Stichprobenerhebungen in Russland (MISCHENKO *et al.* 1997) als viel zu klein heraus. Für ganz Russland ist mit 1,5 bis 2,5 Millionen zu rechnen, der Weltbestand kann auf 1,7 bis 3 Millionen geschätzt werden (SCHÄFFER & GREEN 2001).

Europa: In Europa sind (einschließlich der Türkei) aktuell quantifizierbare Brutvorkommen aus 33 Staaten bekannt; für mindestens vier weitere Staaten, aus denen keine aktuellen Daten vorliegen – Bosnien-Hercegovina, Jugoslawien, Mazedonien und Georgien –, sind Brutvorkommen bekannt bzw. müssen angenommen werden (z.B. SCHNEIDER-JACOBY 1991, CRAMP & SIMMONS 1980). Der Gesamtbestand wurde Ende der 1990er Jahre auf 1.100.000 bis 1.800.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union kann für Ende der 1990er Jahre mit 5.000 bis 8.600 Brutpaaren beziffert werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände des Wachtelkönigs in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	200-500	1998-2002*
Belgien	5-60	1998
Dänemark	10-200	1998
Deutschland	1.200-3.000	1998
Finland	500-1.000	1990-95
Frankreich	1.200-1.400	1998
Irland	150-180	1998
Italien	250-300	1988-98
Liechtenstein	0-4	1998
Luxemburg	0-6	1998
Niederlande	50-550	1998
Schweden	400-800	1998
Spanien	24-31	1993-94
Vereinigtes Königreich	598	1998

Österreich/Verbreitung: Das Verbreitungsareal des Wachtelkönigs fällt in Österreich primär nicht mit den Gebieten überwiegender Grünlandbewirtschaftung zusammen, sondern im wesentlichen mit dem geographischen Raum, in dem die klimatischen Bedingungen Ackerbau gestatten. Mit Ausnahme von wenigen Vorkommen, die tief in kühle und niederschlagsreiche Täler und Bergregionen hineinreichen, liegt der Schwerpunkt der Verbreitung im Einflussbereich des sommerwarmen und relativ niederschlagsarmen, kontinental getönten Klimas (v.a. östliche Flach- und Hügellagen) und lässt sich etwa mit den 17 Grad Juli-Isothermen und einem Jahresniederschlag von bis zu 800 mm eingrenzen. Diese Bedingungen ermöglichen eine früh einsetzende (und langdauernde) Vegetationsperiode, die letztlich Voraussetzung ist für zwei Jahresbruten (STOWE & HUDSON 1991, BROYER 1995, SCHÄFFER 1995, GREEN *et al.* 1997a). Die aktuelle Verbreitung des Wachtelkönigs in Österreich ist das Ergebnis eines dramatischen Arealverlusts (DVORAK et al. 1993, FRÜHAUF 1997), die Restvorkommen sind auf inselartige Rand-Standorte innerhalb seines potentiellen Verbreitungsgebietes zusammengeschrumpft; das sind einerseits die für Ackerbau ungeeigneten Wiesenrelikte in den Überschwemmungsniederungen und andererseits klimatisch ungünstige Mittelgebirgs- und Berglagen. In zwei Bundesländern (Tirol und Kärnten) gibt es derzeit – nach vorliegendem Datenmaterial – keine regelmäßig besetzten Brutgebiete mehr. Der höchste Rufnachweis in den österreichischen Alpen stammt von 1.650 m über NN (Vorarlberg 1994, ABÖ). Zumindest für ein 1988 entdecktes Vorkommen auf 1.450 m in Kärnten (GRÜNWALD 1991) ist aufgrund der Umstände eine Brut sehr wahrscheinlich.

Österreich/ Brutvorkommen: Wegen der Unregelmäßigkeit der Brutvorkommen bzw. großer (und nicht stets in allen Gebieten synchron verlaufender) Schwankungen der Bestandsgröße in Verbindung mit aufwandbedingt zumeist fehlenden kontinuierlichen Erhebungen und einer notorischen Untererfassung (z.B. SCHÄFFER 1995, 1999, TYLER & GREEN 1996) ist es notwendig, bei Angaben zu Bestandesgrößen des Wachtelkönigs auf Schätzungen zurückzugreifen. Der österreichische Wachtelkönigbestand wird für den Zeitraum 1998 bis 2002 auf 200-500 Brutpaare geschätzt (FRÜHAUF, unveröff.). In Relation zur Landesfläche ist er mit fünf Prozent des Bestandes der Europäischen Union vergleichsweise groß (Rang sechs). Wie an-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

derswo in Mitteleuropa sind höhere Bestände meist in niederschlagsreichen Jahren zu verzeichnen (z.B. STIEFEL 1991, FLADE 1991b, ABÖ), was offenbar auch ein Effekt von Immigration ist (s. weiter unten).

Während territoriale Männchen bei entsprechendem Aufwand vergleichsweise leicht festzustellen sind, ist tatsächliches Brüten nur zufallsbedingt oder mit sehr hohem Aufwand (praktisch nur während der Mahd) nachzuweisen (FLADE 1991a, SCHÄFFER 1994). Eine Unterscheidung in „echte Brutvögel" und Durchzügler bzw. Übersommerer (z. B. LANDMANN & LENTNER 2001) ist daher wenig sinnvoll. Vielmehr ist davon auszugehen, dass der überwiegende Teil der Rufer sich tatsächlich verpaart und die Paare zumindest Brutversuche unternehmen, weil auch Bruten oder zumindest Verpaarung vielfach bei isolierten, weit von den Vorkommenszentren abgelegenen Einzelvorkommen bestätigt wurden (ABÖ und das Geschlechterverhältnis ausgeglichen zu sein scheint (TYLER & GREEN 1996). Der Anteil an Brutpaaren, die aufgrund der üblichen Bewirtschaftung oder aktuell stattfindender Schutzmaßnahmen eine Chance zu erfolgreicher Brut haben, dürfte jedoch deutlich unter 50 % liegen (allerdings mit positiver Tendenz seit 1995). Nennenswerte Erfolgschancen bestehen nur in wenigen Gebieten; insbesondere dem Truppenübungsplatz Allentsteig mit vermutlich 50-75 % der Paare mit Brutchancen kommt eine überragende Rolle zu (FRÜHAUF, unveröff.).

Burgenland: Der Brutbestand wird auf 5-30 Reviere geschätzt. Der Wachtelkönig war z. B. im burgenländischen Sewinkel häufig und bis in die 1960er Jahre verbreitet anzutreffen (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973, FESTETICS 1971). Nach Jahren ohne jeglichen Hinweis liegen seit 1991 aus dem Hanság – trotz hoher Ornithologenpräsenz – nur wenige Beobachtungen von bis zu vier Rufern vor, die auf ein kleines, aber regelmäßiges – und wegen des hohen Brachenanteils vermutlich recht erfolgreiches – Brutvorkommen schließen lassen. Das kopfstärkste, wenn auch möglicherweise nicht alljährlich besetzte Brutgebiet befindet sich am Abhang des Leithagebirges im Truppenübungsplatz Kaisersteinbruch mit 1999 maximal 17 Revieren. Nicht alljährliche Nachweise von bis zu fünf Hähnen (1996) stammen aus dem Raum Mattersburg-Wulkabecken und von den Überschwemmungswiesen der Leitha bei Gattendorf (1994/95). Aus dem wenig kontrollierten Südburgenland liegen lediglich Einzelnachweise vor (maximal 5 Rufer 1995).

Wien: Der Brutbestand beträgt 1-5 Reviere. Recht beständig ist seit 1994 ein kleines Brutvorkommen im Wienerwald mit 1-3 Revieren (v.a. im Gütenbachtal, wo seit Jahren Schutzmaßnahmen gesetzt werden, aber in manchen Jahren offenbar auch im Schwarzenbergpark). In der Lobau wurden seit 1999 in Feuchtwiesen 0-2 Reviere im Anschluss an die niederösterreichischen Gebietsteile des Nationalparks Donauauen festgestellt.

Niederösterreich: Der niederösterreichische Brutbestand wird auf 110-250 Reviere geschätzt. Die stärksten Vorkommen des Wachtelkönigs in Österreich bestehen in den Mittelgebirgslagen der Böhmischen Masse in Niederösterreich (70-200 Reviere). Hier wiederum sticht das bundesweit mit Abstand wichtigste Brutgebiet, der Truppenübungsplatz Allentsteig, hervor. 1990 und 1991 wurden auf ca. 75 km^2 geeignetem Lebensraum (überwiegend Brachflächen, in geringerem Ausmaß auch Wiesen) 76 bzw. 58 Reviere kartiert (BERG *et al.* 1995), 1995 allerdings nur 11 Rufer (J. FRÜHAUF, J. LAUERMANN u.a. in ABÖ). Zwischen 1996 und 2001 betrug der Bestand jedoch zwischen ca. 50 und 110 Reviere (ABÖ). Da im Gebiet mit ungemähten Brachen sehr günstige Lebensraumbedingungen flächendeckend zur Verfügung stehen, sind die beträchtlichen Bestandsschwankungen erklärungsbedürftig. Das relativ raue Klima (Nachweise zw. 450 und 630 m Seehöhe) könnte hier bereits eine limitierende Rolle spielen, und möglicherweise ist auch dieser Brutbestand in stärkerem Umfang von Zuzug aus Osteuropa geprägt. Das westliche Waldviertel (Freiwald und östlich anschließende Gebiete, Lainsitz-Niederung) stellt das zweitbedeutendste Gebiet im Bereich der Böhmischen Masse dar, wo in schon recht kühlen Lagen zwischen 650 und 930 m mit etwa 10-40 Revieren zu rechnen ist. Dieses durch hohe Anteile an infolge Nutzungsaufgabe bereits verbrachenden und durch Aufforstung gefährdeten Vorkommen steht möglicherweise in direkter Verbindung, vielleicht sogar

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

in direkter Abhängigkeit von der aktuell mehrere Hundert Rufer starken Population (J. HORA, mdl. Mitt.) der Sumava-Berge knapp jenseits der tschechischen Grenze. Im südwestlichen Waldviertel (v.a. Raum Ottenschlag-Pöggstall) wurden 1990 in Höhenlagen bis zu 890 m 37 Rufer (BERG 1993) entdeckt, die allerdings 1991 auf 22 Rufer und 1992 auf ca. 15 Rufer geschrumpft waren; zwischen 1993 und 1997 gelangen keine Wachtelkönignachweise mehr, erst im Einflug-Jahr 1999 bestanden wieder 18 Reviere. Sporadische Vorkommen wurden im östlichen Wald- und westlichen Weinviertel bekannt (max. 9 Reviere 1999). Der zweitwichtigste Vorkommensschwerpunkt sind die Brutgebiete in den Auenwiesengebieten der niederösterreichischen Flussniederungen (25-65 Reviere). In den großseggen- und brachenreichen Überschwemmungswiesen an March und Thaya, die den Primärlebensräumen des Wachtelkönigs recht nahe kommen dürften, wurden zwischen 1993 und 2002 – mit seit der Umsetzung von Schutzmaßnahmen zunehmender Tendenz – 5-35 Reviere kartiert, wobei ab 1999 stets mehr als 20 Reviere erzielt wurden (ABÖ). Der Brutbestand auf österreichischer Seite ist als Teil eines größeren Brutgebiets anzusehen, das (mit max. 90 Revieren 1993-99) auch das unmittelbar benachbarte slowakische und tschechische Gebiet umfasst (ZUNA-KRATKY *et al*. 2000). Im Wiener Becken konnten zwischen 1995 und 2003 im Gebiet der (ebenfalls an Brachen und spät gemähten Feuchtwiesen reichen) „Feuchten Ebene“ 4-31 Rufer festgestellt werden, wobei die Tiefstände mit außergewöhnlich trockenen Jahren zusammenfielen. Weitere offenbar unregelmäßige Brutvorkommen bestehen im Nationalpark Donauauen (mind. 5 Brutpaare 2003) und im südwestlichen Wiener Becken (max. 6 Reviere 1996). Drittwichtigster Bereich ist der Alpenostrand von Wien nach Süden (10-65 Reviere). Im Wienerwald wurde in Höhenlagen zwischen 230-560 m der Bestand zwischen 1990 und 2002 auf 5-50 (1999) Reviere geschätzt, auch hier mit Tiefständen mit trockenen Jahren; in den südwestlich anschließenden Teilen dieses Raumes (z. B. am Fuß der Hohen Wand, Bucklige Welt) ist mit maximal 15 meist verstreuten Revieren zu rechnen. Im Donauraum westlich von Wien ist als einziges relativ kopfstarkes, aber wegen der sehr intensiven Bewirtschaftung offenbar nicht alljährlich besetztes Brutvorkommen im Machland im Überschwemmungsbereich der Donau erhalten. Hier wurden maximal (1993) 14 Rufer festgestellt (zuletzt 10 Reviere 2003, S. ADOLF, pers. Mitt.). Die Meldungen aus anderen Tälern und Bergwiesen des Einzugsgebietes der südlichen Donauzubringer haben seit 1995 stark abgenommen (max. 9 Meldungen 1991).

Oberösterreich: Der oberösterreichische Brutbestand wird wegen optimistischerer Annahmen bei der Dunkelziffer mit 20-100 Revieren höher geschätzt als von BRADER & AUBRECHT (2003), die von einem durchschnittlichen Bestand von 5-60 Revieren ausgehen. Mitte des Jahrhunderts brütete der Wachtelkönig offenbar noch in allen Teilen Oberösterreichs (LINDORFER 1970), heute ist das Areal stark geschrumpft und zersplittert (BRADER & AUBRECHT 2003). Der Großteil des Bestandes entfällt auf den oberösterreichischen Anteil an der Böhmischen Masse, die vermutlich auch mit den starken Vorkommen auf tschechischer Seite (BÜRGER *et al*. 1997) in Verbindung stehen, worauf ein Ringfund hinweist (J. PYKAL in BRADER & AUBRECHT 2003). Gezielte Untersuchungen ab 1996 haben in grenznahen, an Brachen und extensiven Wiesen reicheren Bereichen im Freiwald- und Maltschgebiet alljährlich sechs bis 20 Rufer ergeben, im Spitzenjahr 1999 sogar 55; hier finden seit 1999 auch gezielte Schutzmaßnahmen statt (BRADER & AUBRECHT (2003). Für das Mühlviertel, insbesondere das Böhmerwaldgebiet, sind weitere 2-15 Reviere anzusetzen. Drei weiteren Gebieten kommt noch eine größere Bedeutung in Oberösterreich zu: den Kremsauen (recht regelmäßig besetzt mit maximal 9 Revieren 2003; H. UHL, pers. Mitt.), den sehr intensiv bewirtschafteten Überschwemmungswiesen im Machland (max. 7 Rufer 2003, aber viele Jahre ohne Nachweise) und der Ettenau an der unteren Salzach (offenbar regelmäßig mindestens 1-2 Reviere). Ab 1990 gelangen darüber hinaus in einzelnen Jahren Nachweise im Traun- und Ennstal, im Donauraum, Sauwald, Hausruck und Innviertel, wobei für diese z.T. schlecht erfassten Regionen wohl von einer größeren Dunkelziffer auszugehen ist.

Steiermark: Der steirische Brutbestand wird auf 15-50 Reviere geschätzt. In den noch weitgehend im Einflussbereich von wärmerem Klima liegenden und damit für den Wachtelkönig güns-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

tigen östlichen Landesteilen war die Art bis in die 1960er und 1970er Jahre weitverbreitet und stellenweise häufig (DVORAK et al. 1993). Gerade in dieser Region führten Ausweitung des Maisanbaus und Flussregulierungen zu besonders großen Verlusten an Grünland und Feuchtwiesen; in den letzten Jahren hat diese Region infolge weiterer Intensivierung des Grünlands ihre ehemalige Bedeutung weitestgehend eingebüßt. Im südoststeirischen Hügelland ist derzeit bestenfalls mit 1-7 nicht regelmäßig besetzten Revieren pro Jahr zu rechnen (maximal wurden 1999 drei Nachweise erbracht). Die Entwicklung im oststeirischen Bergland (v.a. Joglland) hat aus denselben Gründen einen noch ungünstigeren Verlauf genommen; wurden noch 1989 bis 1991 10-15 Rufer festgestellt (SACKL & SAMWALD 1997), nahmen die Zahlen bis 1995 deutlich ab und anschließend wurden nur noch in wenigen Jahren 1-2 Rufer bestätigt; der Bestand ist derzeit mit 0-4 Revieren anzugeben. Aus dem Weststeirischen Hügelland, dem Grazer Becken und dem Leibnitzer Feld wurden ab 1995 keine Nachweise mehr bekannt. In den ehemals an Feucht- und Streuwiesen reichen inneralpinen Tälern gehörten Mur-, Mürz- und Ennstal zu den Hochburgen des Wachtelkönigs (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). In den Jahren 1989 bis 1995 wurden bei zahlreichen Kontrollen im wesentlichen nur stark zersprengte Einzelrufer registriert (SACKL 1994): Im oberen Murtal wurden auf steilen Bergwiesenhängen in beträchtlichen Höhenlagen über 700 m 1992 noch acht Rufer kartiert, in den Folgejahren nur mehr maximal 1-3; aus dem Mürztal wurden seit 1990 nur wenige Einzelmeldungen bekannt. Letztes kontinuierlich besetztes Brutgebiet ist das zwischen Gesäuse und Gröbming aufgeweitete Ennstal mit seinen Niedermoorwiesenresten. Seit der „Wiederentdeckung" des Wachtelkönigs in einem Uhu-Gewölle (KOZINA 1983) wurden ab 1989 und mit höheren Zahlen ab 1997 jährlich 2-30 Rufer (FRÜHAUF & ZECHNER 1998, SCHÄFFER 1999b, ZECHNER, pers. Mitt.) erhoben, wobei insbesondere den speziell bewirtschafteten Flächen im Schutzgebiet am Rande des Wörschacher Mooses (ca. 640 m) eine zentrale Rolle zukommt (bis zu 8 Rufer auf ca. 20 ha!). Nachweise aus dem ehemals wichtigen Umfeld des Naturschutzgebiets Hörfeld (z.T. Kärnten), wo noch 1989 sieben Reviere gezählt wurden, blieben in den letzten Jahren ebenfalls aus.

Kärnten: Der Brutbestand wird mit sehr großen Unsicherheiten auf 2-15 Reviere geschätzt. Die wenigen Nachweise konzentrieren sich auf die großen Täler und Beckenlagen (Klagenfurter Becken, Glan- und Drautal, Zollfeld); zwischen 1993 und 1998 wurden hier 1-5 Rufer pro Jahr festgestellt (P. RASS, pers. Mitt., M. STREITMAIR, pers. Mitt.). Aus anderen Tälern gelangen in den 1990er Jahren kaum mehr Beobachtungen, die ehemaligen Plätze z. B. im Gailtal sind offensichtlich verwaist; es ist allerdings von einer gewissen Dunkelziffer auszugehen, da die recht gut besetzten slowenischen (TRONTELIJ 1997) und italienischen (z. B. FARRONATO 1994) Bergwiesenvorkommen nicht weit entfernt liegen. In den Jahren 1988/89 wurde ein Revier im Pöllatal auf 1.450 m bekannt (GRÜNWALD 1991).

Salzburg: Der Brutbestand wird auf 5-20 Reviere geschätzt. In Salzburg lassen sich für die zweite Hälfte der 1990er Jahre nach nur mehr sporadischen Nachweisen in den Vorjahren und unter Berücksichtigung z.T. nur sporadischer Kontrollen zwei offenbar regelmäßig besetzte Brutgebiete ausmachen: Flachgau und Lungau. In den spät gemähten Riedwiesen im Flachgau im Wengermoor und den Oichtenrieden wurden in den letzten Jahren je maximal drei bzw. zwei Reviere in mehreren Jahren festgestellt. Im Spitzenjahr 1999 gelangen überdies weitere Nachweise im weiteren Umland (S. STADLER, pers. Mitt.). Im Lungau, ebenfalls altbekanntes Wachtelkönigbiet in bemerkenswerter Höhenlage um 1.000 m Seehöhe, wurden zwischen 1999 und 2003 je 2-6 Reviere festgestellt (W. KOMMIK, pers. Mitt.).

Tirol: Der Brutbestand wird mit beträchtlichen Unsicherheiten in Übereinstimmung mit LANDMANN & LENTNER (2000) auf 1-10 Reviere geschätzt. Für die 1980er Jahre bestehen nur zwei Hinweise aus Osttirol (MORITZ & BACHLER 2001). Zwischen 1992 und 2000 wurden einige wenige Einzelreviere bekannt; sie betreffen wiederum überwiegend Osttirol (v.a. das Drautal sowie zwei hochgelegene Seitentäler; MORITZ & BACHLER 2001). Aus Nordtirol blieben Nachweise aus ehemaligen Vorkommen (z.B. Unterinntal, Außerfern, Walchseegebiet) ab

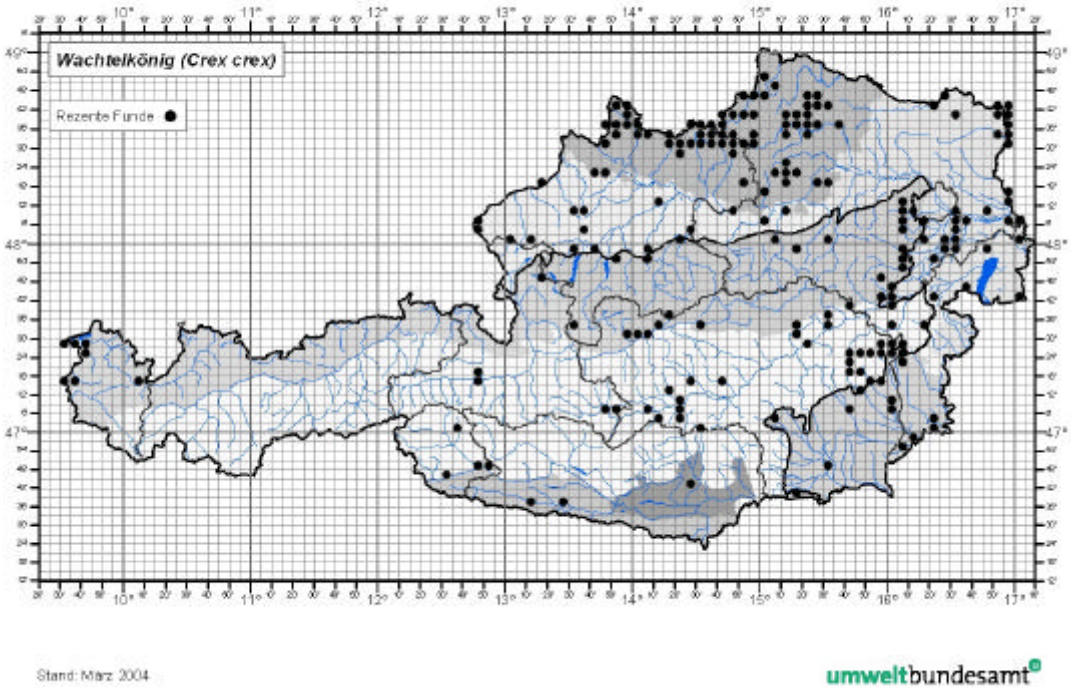
© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1996 aus; einige Feststellungen stammen aus höhergelegenen Alpentälern (Wipptal, hier bestehen Reviere möglicherweise sogar regelmäßiger; R. LENTNER, mdl. Mitt.), aus dem Oberinntal sowie dem Nahebereich von Innsbruck (LANDMANN & LENTNER 2000). Von vereinzelten (negativen) Kontrollen abgesehen muss wegen dem Mangel an systematischen Nachsuchen eine gewisse Dunkelziffer angenommen werden. Erfolgreiches Brüten ist in Tirol recht unwahrscheinlich, punktuell wurden auch ad hoc-Schutzmaßnahmen gesetzt (R. LENTNER, mdl. Mitt.).

Vorarlberg: Der Brutbestand wird aktuell – geringfügig höher als KILZER et al. (2002) – auf 10-30 Brutpaare geschätzt. Noch 1964 befand sich im nördlichen Rheintal (Lauteracher und Dornbirner Ried, Rheindelta) mit Schwerpunkt im Rheindelta ein Bestand von über 175 Hähnen (JACOBY *et al.* 1970), die zu den dichtesten damals bekannten Vorkommen in Mitteleuropa zählten (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). Zwischen 1989 bis 1999 wurden hier nur mehr 0-3 Männchen jährlich registriert, im Zuge intensiverer Kontrollen wurden jedoch zwischen 2000 und 2003 wieder 6-11 Reviere kartiert (J. ULMER, pers. Mitt.). Das beständigste und kompakteste Brutgebiet befindet sich heute am Zusammenfluss von Ill und Rhein im südlichen Rheintal in zwei benachbarten Naturschutzgebieten mit hohem Anteil erst im September gemähter Streuwiesen. Seit 1990, dem Beginn regelmäßiger Kontrollen und zugleich Wachtelkönig-Einflugjahr, wurden alljährlich 4-15 Rufer in hoher Siedlungsdichte registriert, 1994 waren es sogar 23. Abseits der Niederungen wurde lediglich ein Vorkommen im Hochtannberggebiet in der Verlandungszone eines Alpensees auf 1.650 m bekannt, das bislang höchstgelegene aus dem österreichischen Alpenraum. Auch in Vorarlberg ist mit einer kleinen Dunkelziffer in Alpentälern zu rechnen.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Wenn auch quantifizierbare Daten zu echtem Durchzug wegen der versteckten Lebensweise der Art fehlen, ist mit regelmäßigem Durchzug von Wachtelkönigen in Österreich zu rechnen. Dazu liegen einige wenige konkrete Hinweise vor, etwa einige wenige Einzelbeobachtungen aus der Herbstzugphase, v.a. aber Belege verunglückter Tiere aus nicht besiedelten Lebensräumen (ABÖ). Die auffälligen Neu- bzw. Wiederbesiedlungen, die in den letzten Jahren in einigen Gebieten beobachtet wurden, gehen wohl auch zumindest teilweise auf Frühjahrsdurchzug zurück.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



41.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: gefährdet, Europa: SPEC 1, Rote Liste Österreich: CR (critical, vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Der Wachtelkönig hat in praktisch allen Staaten Europas, ausgehend von der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts, enorme Bestandseinbussen und Arealverluste hinnehmen müssen, die sich v.a. in West- und Mitteleuropa etwa seit den 1970er Jahren beschleunigt haben (TUCKER & HEATH 1994, GREEN et al. 1997a). Das trifft auch für Österreich zu; die Art war einst auch im gesamten österreichischen Bundesgebiet verbreitet und vielerorts ein durchaus häufiger Brutvogel (z. B. RUDOLF VON ÖSTERREICH & BREHM 1879, HÖPFLINGER 1958, WALDE & NEUGEBAUER 1936, WILLI 1985); der unverkennbare Ruf war ein vertrautes Geräusch, wovon mehrere Volksnamen zeugen (z. B. HÖFER 1894). Der Arealverlust kann von ca. 1960 – also bereits nach den großen Flussverbauungen und Trockenlegungen von Feuchtwiesen – bis heute mit über 50 % vorsichtig quantifiziert werden; der absolute Tiefstand der Bestands- und Arealentwicklung wurde in den 1980er Jahren erreicht (FRÜHAUF 1997).

Durch die landwirtschaftliche Intensivierung gingen riesige Flächen an potentiellem Wachtelkönig-Habitat verloren. Die Fläche einmal jährlich, somit spät gemähter Wiesen betrug 1999 mit 53.400 ha nur mehr 17 % des Wertes von 1950 (Quelle: STATISTIK AUSTRIA). Besonders schwerwiegend waren Verluste von Wiesen durch den Vormarsch des Ackerbaus in den Niederungen im Bereich klimatischer Gunstlagen des pannonischen Ostens (SAUBERER 1993) und die Zerstörung bzw. Aufgabe (Aufforstung) der vom Wachtelkönig bevorzugten Streuwiesen. Der Verlust bzw. die abnehmende Eignung des angestammten Wiesenlebensraums in Österreich äußerte sich auch darin, dass der Anteil an Beobachtungen in Wiesen von den

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1960ern bis zu Beginn der 1990er Jahre signifikant von 95 % auf 80 % zurückging; etwa im selben Zeitraum (seit den 1950ern) verschob sich die mittlere Seehöhe der Meldungen um ca. 140 m bergwärts (FRÜHAUF 1997); tiefer gelegene Gebiete wurden weitgehend aufgegeben (z. B. SACKL & SAMWALD 1997), ähnliches wurde auch der Schweiz registriert (SCHMID & MAUMARY 1996). Als weiteres negatives Indiz war auch – wie auch in Finnland (VON HAARTMAN 1958) – eine zunehmend spätere Ankunft im Brutgebiet festzustellen (FRÜHAUF 1997).

Während die Bestandsentwicklung Ende der 1980er Jahre in Österreich ihren Tiefpunkt erreichte (DVORAK et al. 1993, SACKL 1994, FRÜHAUF 1997), kam es ab 1990 zu einer Trendumkehr. Trotz starker Fluktuationen war zwischen 1990 und 2002 eine Bestandszunahme um ca. 45 % zu beobachten (bereinigter Trend; FRÜHAUF unveröff.); in deren Verlauf kam es anscheinend zu Wiederbesiedlungen ehemals verwaister Brutgebiete (z. B. im Hanság im Burgenland, in der Feuchten Ebene), zu wieder regelmäßigeren Auftreten in Bundesländern, wo die Art bereits als Ausnahmeerscheinung (z. B. in Tirol, Salzburg) galt, und zu auffälligen Zunahmen in bekannten Brutgebieten (z. B. Ennstal, March-Thaya-Gebiet, Waldviertel, Rheintal).

Diese „spontanen" Zunahmen haben jedoch mehrere Ursachen, sind aber in erster Hinsicht nicht als „hausgemacht" anzusehen, da sie bestenfalls teilweise durch Bruterfolg hierzulande erklärbar sind; es handelte sich vielmehr höchstwahrscheinlich um Einflüge aus Osteuropa. Der Kollaps der politischen Systeme in den ehemaligen Ostblockländern um 1990 führte zu sehr günstigen Voraussetzungen für einen vergleichsweise hohen Bruterfolg des Wachtelkönig in diesen Ländern, da im Zuge der Privatisierung große Flächen aufgegeben wurden (z.B. in Lettland ca. 50 % der Wiesen, SCHÄFFER & GREEN 2001; in Tschechien wurden in den 1990ern 30 % der Wiesen nicht und 27 % nur unregelmäßig gemäht (PYKAL et al. 1997) oder mit geringerer Intensität bewirtschaftet (z. B. wegen Zusammenbruch der Treibstoffversorgung). Von den so ermöglichten Populationsüberschüssen in Osteuropa profitierten offensichtlich auch die Wachtelkönig-Bestände in West- und Mitteleuropa, wo es ab ca. 1990 offenbar durch Immigration zu bemerkenswerten Zunahmen kam. In diesem Sinn sind die überraschenden Entwicklungen etwa in Holland (z. B. KOFFIJBERG & VAN DIJK 2001), Belgien, Dänemark, Deutschland oder die „Wiederbesiedlung" der Schweiz (z.B. HEER 1999) zu interpretieren, Vermutungen und Hinweise bezüglich der Abhängigkeit westeuropäischer Bestände von osteuropäischen „Quellgebieten" bestanden schon länger (z. B. FLADE 1991b). Es ist allerdings damit zu rechnen, dass dieser Effekt nur von kurzer Dauer sein wird, da diese derzeit ausgedehnten „optimalen" Lebensräume in Osteuropa durch fortschreitende Verbrachung wieder verloren gehen oder ihre Qualität durch intensivere Bewirtschaftung verlieren werden (DONALD et al. 2001, GREEN et al. 1997a, SCHÄFFER & GREEN 2001). Die Zeitpunkte dieser Bestandeshochs in Mitteleuropa zeigen zudem auffallende Parallelitäten: Einflüge werden offenbar durch Hochwässer oder Trockenheit in Osteuropa ausgelöst (SCHÄFFER 1999, MÜLLER & ILLNER 2001). In einem Jahr mit extremen Niederschlägen in Weißrussland und Nordwestrussland kam es etwa zu massiven Einflügen in Holland, und in der Folge erreichten die Wachtelkönigbestände in Norddeutschland, Skandinavien und Polen Spitzenwerte (KOFFIJBERG & VAN DIJK 2001).

Etwa seit 1995, also mit EU-Beitritt Österreichs, wird ein weiteres Muster dieser Entwicklungen erkennbar. Obwohl die Gesamtzahlen in Österreich trotz sehr trockener Jahre (ab 2000) eine zunehmende Tendenz zeigen, verteilen sich die Zunahmen nicht gleichförmig; vielmehr stellt sich die aktuelle Verteilung der Wachtelkönige als ein Ergebnis unterschiedlicher Entwicklungen in den einzelnen Brutgebieten dar. Zunehmende Brutbestände sind dort zu verzeichnen, wo naturschutzorientierte Managementmaßnahmen stattfinden; das sind zumeist geschützte Gebiete, wo größere Flächenanteile durch das Österreichische Agrar-Umweltprogramm (ÖPUL) geförderter Extensivwiesen (v.a. spät gemähte Wiesen) bestehen. Vergleichbare Beispiele sind aus anderen Gebieten Europas (z. B. in Bayern, BEZZEL & SCHÖPF 1991) und besonders gut in England (z.B. STOWE & GREEN 1997a) dokumentiert. Zusätzlicher Lebens-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

raum entstand auch durch die für den Bezug von EU-Förderungen für Ackerbaukulturen verpflichtenden „konjunkturellen“ Stilllegungen (5-12 % der Ackerfläche seit 1995; L WEBER, pers. Mitt.); für den Wachtelkönig besonders attraktiv sind Brachen in Feuchtgebieten, wo unmittelbar vor EU-Beitritt Wiesen umgebrochen und anschließend stillgelegt wurden (höhere Förderungen für Äcker!). Es darf aber nicht übersehen werden, dass es – zeitgleich zu den genannten positiven Entwicklungen – zu einer weiteren Verschlechterung der Habitatqualität von Wiesen in Gebieten mit „normaler“ landwirtschaftlicher Entwicklung kam, die durch weiter fortschreitende Intensivierung (v.a. leistungsfähigere Maschinen, optimierte Mahdtermine und mehr Silage, z.T. auch stärkere Düngung) gekennzeichnet ist. Auffallend ist, dass die meisten Grünlandgebiete mit ehemaligen Brutvorkommen heute auch in guten Wachtelkönigjahren (Jahren mit Einflügen) kaum mehr besiedelt werden (z. B. Joglland, der Großteil der Mittelgebirge und Alpentäler) oder sehr bald wieder aufgegeben werden, wenn keine Schutzmaßnahmen umgesetzt werden; dafür ist das südwestliche Waldviertel vermutlich ein Beispiel. In Schweden wird die Wachtelkönigpopulation aufgrund des anhaltenden Trends zu früherer Mahd bzw. Silage (z.B. OTTVALL & PETTERSON 1998) als nicht selbsterhaltend angesehen. Ähnliches gilt offenbar auch in den Niederlanden oder in England, wo ehemals besiedelte Habitate oder Gebiete leer bleiben; in Nordrhein-Westfalen zeichnet sich beispielsweise ab, dass bei in den letzten Jahren wachsender Gesamtpopulation die Bestände in Wiesen ab- und die in Äckern zunahmen (MÜLLER & ILLNER 2001). STOWE et al. (1993) zeigten, dass in Großbritannien und Irland Wachtelkönige nur mehr dort brüten, wo Reste von Hochstauden- und Feuchtflächen sowie extensive Heuwiesen erhalten sind.

Gefährdungsursachen: Natürliche, nicht bewirtschaftungsbedingte (etwa klimatische) Faktoren sind als Ursachen für den Rückgang des Wachtelkönigs weitestgehend auszuschließen (VON HAARTMAN 1958, CROCKFORD et al. 1996, GREEN et al. 1997a); Gefährdungspotenziale auf den Zugwegen und in den Winterquartieren wird keinerlei wesentliche Bedeutung beigemessen (STOWE & BECKER (1992), BAHA EL DIN et al. 1996, STOWE & GREEN 1997b); dieser Befund wird durch neuere Vorstellungen von der Größe der Weltpopulation und ihrer aktuellen Entwicklung (SCHÄFFER & GREEN 2001) noch unterstrichen.

In einer ersten Phase des Rückgangs (etwa bis Mitte dieses Jahrhunderts) erfuhren geeignete Wachtelkönighabitate in Österreich zunächst große Flächenverluste durch Trockenlegung von Feuchtgebieten und Flussregulierungen. Später wurden im Zuge des landwirtschaftlichen Strukturwandels ausgedehnte Grünlandflächen v.a. in den klimatisch günstigen Tieflandgebieten Ostösterreichs bis in allerjüngste Zeit zu Ackerland (v.a. Maisanbau) umgebrochen (z.B. FRÜHAUF 1997). Wichtige Habitatstrukturen (z. B. Feucht- und Staudenflächen) wurden „flurbereinigt“.

Hauptgefährdungsursache für den weiteren katastrophalen Rückgang des Wachtelkönigs in Österreich (und Europa) ab etwa 1950 ist die Intensivierung der Grünlandnutzung. Ausdruck und Triebkraft dieser Entwicklung ist die zunehmende Mechanisierung auf Basis fossiler Energie. Sie hat zugleich den größten direkten Einfluss auf die Wachtelkönig-Populationen (GREEN et al. 1997a): bereits NORRIS (1947) und VON HAARTMAN (1958) fanden einen Zusammenhang zwischen dem Anteil an mechanisierter Mahd und dem Rückgang von Wachtelkönigpopulationen in England und Irland, wo die Bestandsentwicklung besser dokumentiert ist als in jedem anderen Land, sowie in Finnland. Die Einflüsse der Bewirtschaftungspraxis wurden in den letzten Jahren sehr intensiv untersucht (vielfach an telemetrierten Vögeln) und modelliert (SCHÄFFER & WEISSER 1996, GREEN et al. 1997b, TYLER et al. 1998).

Gegenüber der traditionellen Mahd mit der Hand (oder mit von Pferden gezogenen Mähmaschinen) erlaubt die maschinelle Heuernte mit Traktoren durch hohe Geschwindigkeit und geringen Arbeitskraftbedarf wesentlich frühere Mähtermine, die üblicherweise weit vor dem Flüggewerden und oft noch in der Bebrütungsphase liegen. Wurden früher v.a. hofferne, oft feuchte Flächen erst spät gemäht, so spielen Entfernung zum Hof und Transport heute eine wesentlich geringere Rolle. Bei Erreichen des wirtschaftlichen (Energiegehalt) und witterungsbedingten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Optimalzeitpunkts für den Heuschnitt findet daher eine über größere Landstriche fast synchrone Mahd statt, nach der fast keine Flächen mit stehender Vegetation übrig bleiben.

Aus Effizienzgründen werden bei der maschinellen Mahd Wiesen vom äußeren Rand nach innen gemäht. Wachtelkönige verlassen aber die Deckung auch auf der Flucht zur nächsten bewachsenen Fläche nur äußerst widerwillig und verbleiben in den letzten noch nicht gemähten Streifen; das trifft insbesondere für nicht flugfähige Junge zu, die Freiflächen von über 50 m Breite kaum überqueren, aber auch für bereits flugfähige Junge und selbst Altvögel (z. B. TYLER et al. 1998). Bei alternativen Mahdmethoden (von innen nach außen) sind die Mahdverluste viel geringer (STOWE & HUDSON 1991, BROYER 1996, TYLER et al. 1998). Zusätzliche Mortalitätsfaktoren erwachsen in dieser Phase v.a. für Jungvögel, die dann gegenüber Fressfeinden (v.a. Krähen, Störche, Greife) besonders exponiert sind (z. B. TYLER et al. 1998, SCHÄFFER 1999, HELMECKE 2000).

Der laufend vorangetrieben technische Fortschritt erlaubt immer höhere Geschwindigkeiten, verschärft diese Situation und führt zu massiven Verlusten v.a. bei kleineren Jungvögeln und selbst Altvögeln (SCHÄFFER & WEISSER 1996, TYLER et al. 1998). Mahdgeschwindigkeiten von 8-12 km/h sind heute üblich, während 10 Tage alte Junge weniger als ein km/h schnell sind und nur seitlich ausweichen können (TYLER et al. 1998). Das Risiko wird in stark gedüngten, sehr dichten Wiesen durch erhöhten Laufwiderstand zusätzlich erhöht (z. B. FRÜHAUF 2000). Großräumige Wachtelkönigdichten für europäische Länder korrelieren positiv mit dem Ausmaß, in dem Wiesen noch nicht mit Traktoren gemäht werden (GREEN et al. 1997a). GREEN & RAYMENT (1996) fanden auf Staatenebene darüber hinaus Korrelationen mit weiteren Indikatoren für die Intensität der Landwirtschaft (z. B. Dünger- und Pestizideinsatz, Milchleistung). Vormals kommunistische Länder mit ihrer viel weniger effizienten Landnutzung (z. B. keine hundertprozentige Nutzung mähbarer – oft feuchter oder abgelegener – Flächen, schwächere, langsamere Maschinen, häufiger – aus Treibstoffmangel – nur eine statt mehrere Heuernten) beherbergen generell höhere Wachtelkönig-Populationen. Klare Zusammenhänge zwischen üblichen Mahdterminen und der Bestandsentwicklung wurden für schottische bzw. irische (STOWE et al. 1993), französische (BROYER 1995) und südschwedische (OTTVALL & PETTERSSON 1998) Wachtelkönigbestände gefunden, wo Gebiete mit höherem Spätmahdanteil zunehmende, stabile oder nur leicht rückläufige Bestände hatten.

Die Schätzungen für die Anteile bei üblicher Mahd getöteter Jungen liegen zwischen 55 % (Schottland und Irland, hier eher spätere Mahd; TYLER et al. 1998) und 86 % (Frankreich; BROYER 1996). Mahd von innen nach außen erhöht die Überlebensrate um 32 % (TYLER et al. 1998) bis 500 % (STOWE & HUDSON 1991). Ein Großteil der die Mahd überlebenden Altvögel wandert bereits in der Folgenacht großräumig (überwiegend mehr als 100 km) aus dem Brutgebiet ab (HOFFMANN 1997, HELMECKE 2000).

In den Grünlandgebieten Österreichs findet die erste Mahd in der Regel zwischen Mitte Mai und Mitte Juni – die immer häufigere Silage noch früher – statt und fällt damit in die Phasen von Bebrütung und Führung der Jungen zusammen (teilweise noch mit der Ansiedlung); Mahdtermine nach Mitte Juli sind die Ausnahme. Selbst eine Stichprobe aus eher extensiven Gebieten Niederösterreichs in einem Jahr mit witterungsbedingt sehr später Mahd (1995) zeigte, dass Mitte Juli bereits 80 % der Wiesen gemäht waren (FRÜHAUF 1997), was deutlich unter Werten für stabile Populationen in anderen Gebieten Europas liegt (BROYER 1995, STOWE et al. 1993). Die von GREEN et al. (1997b) angegebenen Mindest-Fortpflanzungsraten (4,5 flügge Junge pro Weibchen) sind mit der in Österreich üblichen intensiven Grünlandbewirtschaftung mit Sicherheit nicht zu gewährleisten.

Diese negative Entwicklung in Österreich schreitet im Zuge der weiteren Intensivierung der Grünlandnutzung weiter voran, wenn auch gewisse Einschränkungen bezüglich der Aussagekraft der diesbezüglich verfügbaren Agrarstatistik notwendig sind: Die Fläche einmal jährlich, somit spät gemähter Wiesen schrumpft nach wie vor und betrug 1999 nur noch weniger als

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sechs Prozent der Mähwiesen. Gleichzeitig stellen sich nachteilige Veränderungen der Vegetationsstruktur durch häufigere Mahd und Silage, aber auch durch stärkere Düngung, Neuansaaten, Einebnung von Flächen, Drainage und Verfüllung von Feuchtstellen usw. ein, wenn diese Entwicklungen auch nicht überall zu beobachten sind. Sie führen zu einer deutlichen Verarmung bzw. Vereinheitlichung der Vegetationszusammensetzung und -struktur (mehr Unter- und Mittelgräser, weniger Obergräser, Kräuter und Hochstauden).

Zeitgleich mit der Intensivierung produktiverer Flächen findet aber auch Nutzungsaufgabe auf „Grenzertragsstandorten" statt. So kommt es im Waldviertel (z. B. Freiwald), aber auch in Feuchtgebieten (z. B. March-Thaya-Gebiet) zu Verbrachung; viele dieser Wiesen sind durch Aufforstung gefährdet. Mittelfristig sind – ohne entsprechende Pflege – auch Brachen durch Sukzession gefährdet (z. B. GREEN et al. 1997a).

Gebietsweise kann es zu Konflikten mit Straßenbauvorhaben kommen, da die Kommunikation von rufenden Wachtelkönigen durch Verkehrlärm (der im selben Frequenzbereich liegt) massiv gestört werden kann und Reviere – in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen – nur in größerer Entfernung von Strassen etabliert werden (WEID & SACHTLEBEN 1989, FRÜHAUF & ZECHNER 1998, SCHÄFFER 1999b, A. MÜLLER, pers. Mitt.); im Mittel werden von niederösterreichischen und steirischen Wachtelkönigrevieren 550 m Entfernung zu Nebenstraßen und 1.000 m zu Hauptstrassen eingehalten (FRÜHAUF & ZECHNER 1998). So stellt(e) der geplante Ausbau der Ennstal-Bundesstrasse eine massive Bedrohung der Kerngebiete des Wachtelkönigvorkommens im steirischen Ennstal dar (FRÜHAUF & ZECHNER 1998, SCHÄFFER 1999b). Für Bayern wurde auch über negative Effekte der Erschließung des landwirtschaftlichen Wegenetz berichtet (MEIER 1994); hier wurden zentral im Tal abseits von Straßen gelegene Wiesen am frühesten im Jahr bezogen und am dichtesten besiedelt (WEID & SACHTLEBEN 1989).

Weitere Gefährdung geht von sich ausweitenden Siedlungen aus (z. B. im Wienerwald oder im Waldviertel), wobei Lebensraum in typisch kleinstrukturierten Landschaften bei Unterschreitung von bestimmten Schwellenwerten (Ausdehnung offener Flächen) in beträchtlichem Umfang verloren gehen kann. In solchen Gebieten können Jungvögel auch Hauskatzen zum Opfer fallen (z. B. Wienerwald, FRÜHAUF unveröff.). Eine weitere – in Österreich mehrfach belegte – Verlustursache sind Leitungen (GREEN *et al.* 1997a).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Effektiver Schutz des Wachtelkönigs erfordert eine zumindest europäische Sichtweise. Die EU-Kommission hat für den Wachtelkönig – wie für die anderen global bedrohten, in Europa vorkommenden Vogelarten – einen Aktionsplan für die Umsetzung konkreter Schutzmaßnahmen durch BirdLife International unter Einbeziehung eines Großteils der maßgeblichen europäischen Experten erarbeiten lassen (CROCKFORD et al. 1996). In Österreich wurde der Art schon seit längerem oberste Priorität bei der Umsetzung von bundesländerübergreifenden Artenschutzprogrammen für Arten von nationaler und internationaler Bedeutung beigemessen (KRAUS & KUTZENBERGER 1994, KARNER et al. 1997), die allerdings nie in Angriff genommen wurden (bzw. scheiterten).

Die aktuell vergleichsweise positiv erscheinende Situation (Zunahmen) sollte nicht über die bestehenden, beunruhigenden Szenarien hinwegtäuschen. Oberste Zielsetzung für Österreich muss die Etablierung einer autarken, selbstreproduzierenden Population sein, um Unabhängigkeit von Immigrationsereignissen zu gewinnen, die höchstwahrscheinlich nur ein zeitlich begrenztes Phänomen darstellen (s. oben). Da Änderungen von Rahmenbedingungen und Praxis in der Landwirtschaft sehr rasch vonstatten gehen, könnte beim Wachtelkönig die Schwelle zum Aussterben sehr schnell erreicht werden (SCHÄFFER & GREEN 2001); er gilt nach wie vor als global gefährdete Art der Kategorie „vulnerable", d.h. die Wahrscheinlichkeit, dass die Art in 100 Jahren ausstirbt, beträgt immerhin 10 %.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die Erhaltung des Wachtelkönigs bei herrschenden Verhältnissen ist nur durch ausreichend flächenwirksame Schutzmaßnahmen zu gewährleisten. Dazu muss erstens der Bruterfolg – und damit die Bestandsgröße – in aktuellen Kerngebieten durch eine konsequente Umsetzung entsprechender Maßnahmen (s. unten) erhöht werden; zweitens sollten die Chancen sehr gezielt wahrgenommen werden, um Zuzug aus Osteuropa – solange dieser noch stattfindet – für die dauerhafte Wiederansiedlung in (zeitweise) verwaisten bzw. sehr stark fluktuierenden Wachtelköniggebieten mit hohem Potenzial (größere Gebiete mit günstigem Klima!) nutzbar machen (z. B. südwestliches Waldviertel, Machland, Joglland, oststeirisches Hügelland, Südburgenland, Ennstal, Wienerwald), wobei im Bedarfsfall Klangattrappen zur Unterstützung der Erstansiedlung verwendet werden können (SCHÄFFER 1995). Für den Erhalt einer selbsterhaltenden Brutpopulation sind nach derzeitigem Wissen 4,5 flügge Junge pro „Paar" notwendig (GREEN *et al.* 1997b). Unsystematisch im Rahmen von Artenschutzprojekten v.a. in Niederösterreich gewonnene Daten zeigen, dass solche Erfolgsraten durch späte Mahdtermine bei einzelnen Wachtelkönigbruten durchaus erzielt werden können (FRÜHAUF 2000; FRÜHAUF, unveröff.). Dazu ist ein hoher Aufzuchtserfolg bei ersten Bruten sowie ein bestimmter Anteil an erfolgreichen Zweitbruten erforderlich.

Zentrale Maßnahme ist eine „Wachtelkönig-freundliche" Mahd. Der Erzeugung eines nach bestimmten räumlichen Gesichtspunkten (s. unten) gestalteten Mosaiks aus benachbarten, spät und sehr früh gemähten Flächen ist gegenüber einheitlichen Spätmahdmodellen klar der Vorzug zu geben. SCHÄFFER & WEISSER (1996) konnten anhand eines Modell zeigen, dass eine sehr frühe Mahd eines Teils der Flächen den Fortpflanzungserfolg stark erhöhen kann selbst im Vergleich mit einem einheitlich späten Termin (um 10-80 %), wobei bewusst Brutverluste auf den Frühmahdflächen in Kauf genommen werden. Der Vorteil besteht darin, dass zum Zeitpunkt der zweiten Mahd wieder Flächen aufgewachsen sind (geeignete Aufwuchshöhe wird in den Donauauen nach 50-60 Tagen erreicht; FRÜHAUF 2000) und für weitere Bruten sowie als Rückzugsflächen zur Verfügung stehen. Der Wachtelkönig ist als „Flaggschiff" für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten anzusehen, die auf Wiesenlebensräume mit späten (oder zeitlich aufgefächerten) Mähterminen angewiesen sind; bei guter Planung können Naturschutz-Zielkonflikte (z.B. Arten mit Bedarf an gemähten Wiesen wie Weißstorch) nicht nur vermieden oder gering gehalten werden, sondern meist auch andere Ziele optimal verfolgt werden (FRÜHAUF 2000).

Für Österreich wird das folgende dreistufige Mahdmodell vorgeschlagen, das auch unterschiedlichen Bedürfnissen von Bewirtschaftern Rechnung trägt und mit den bestehenden Maßnahmen im ÖPUL problemlos umgesetzt werden kann. Die angegebenen Termine wurden nach (GREEN *et al.* 1997b) auf der Grundlage der Wachtelkönig-Phänologie in Österreich berechnet und ihre Effektivität durch eigene Daten (FRÜHAUF 2000, FRÜHAUF unveröff.) bestätigt. Damit sollte für die überwiegende Zahl von Revieren (grobe Schätzung: mehr als 90 %) der Bruterfolg gewährleistet sein. Ein Teil der Flächen (mindestens 20 %) ist sehr spät zu mähen (ab 25. Juli); ein weiterer (Richtwert 30 %) spät (ab 30. Juni); und ein dritter (Richtwert 20 %) sehr früh (vor 31. Mai) bzw. (bei der zweiten Mahd) sehr spät (30. August); die restlichen Flächen können nach Belieben gemäht werden. Diese Termine gelten für Tieflagen und sind in Mittelgebirgs- und Berglagen um sieben bis 14 Tage nach hinten zu verschieben. Dabei ist jedenfalls sicherzustellen, dass bereits bekannte Rufstandorte und im Zentrum von Wiesen liegende (oder andere als Rufstandorte infrage kommende) Flächen stets sehr spät zu mähen sind; in unmittelbarer Nachbarschaft liegende Flächen sind sehr früh zu mähen. Als Mindestgröße für nach der Mahd stehen bleibende Flächen werden für das Überleben einer Wachtelkönigfamilie 2-3 ha und eine Mindestbreite von 100 m angegeben; deutlich kleinere Flächen bedeuten für die Jungen wegen des Konzentrationseffektes ein großes Risiko, von Fressfeinden getötet zu werden (SCHÄFFER & WEISSER 1996) oder die Flächen werden nach kürzester Zeit verlassen (HELMECKE 2000, FRÜHAUF unveröff.). Diese Vorgaben können bei nicht alljährlich besetzten Vorkommen auch flexibel gehandhabt werden (z. B. Spätmahd alle drei

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Jahre oder bei konkretem Vorhandensein eines Brutreviers). Als Bewirtschaftung von Brachen ist Häckseln (oder Mahd) ab 15. September sinnvoll.

Wichtigste flankierende Maßnahmen ist die Mahd von innen nach außen, vorzugsweise gegen stehende Vegetation hin, aber jedenfalls so, dass möglichst keine gemähten Flächen von mehr als 50 m zu überqueren sind (STOWE & HUDSON 1991, BROYER 1996, TYLER et al. 1998); eine Arbeitsgeschwindigkeit von max. 6 km/h (schneller Schritt) ist nicht zu überschreiten. Da auf den letzten fünf Mahdbreiten etwa 80 % aller getöteten Jungen anfallen (TYLER et al. 1998), ist es sinnvoll, einige Mahdbreiten zumindest einen Tag lang ungemäht stehen zu lassen.

Zur Verbesserung der Habitatqualität sollten attraktive Rufstandorte erhalten bzw. neu geschaffen werden; dazu reichen wenige Quadratmeter große Sonderstrukturen mit früh im Jahr verfügbarer Deckung (z. B. kleine Feuchtflächen, Hochstaudenfluren, ein bewachsener niedriger Graben, eine Weidenbuschgruppe u.ä.). Diese attraktiven Rufstandorte erleichtern bei sachgerechter Anlage zudem die Planung, da die Verteilung der Wachtelkönigreviere auf bestimmte Flächen damit gezielt gesteuert werden kann. Eine weitere Verbesserung ist die Schaffung von „Mahdrefugien“ (Strukturen wie oben, aber flächig oder linear). Gleichzeitig sollten höhere Flächenanteil verbuschter Flächen bzw. Einwandern von Einzelgehölzen hintan gehalten werden (FRÜHAUF 2000). Moderate Wiedervernässung (Staunässe im Frühjahr) verbessert ebenfalls die Habitatqualität.

Die genannten Maßnahmen sind durch eine zielführende Öffentlichkeitsarbeit (z. B. Informationsmaterial, Aufrufe in den Medien) bei den betroffenen Landnutzern (v.a. Landwirte, Jäger) dauerhaft zu verankern; das gilt insbesondere für schonendes Mähen (von innen nach außen mit geringer Arbeitsgeschwindigkeit), das auf einer breiten Basis Akzeptanz finden sollte (übereinstimmende Interessen mit Jägern). In Wachtelkönigbgebieten kann sich bei entsprechender Betreuung erfahrungsgemäß ein ausgeprägter „Besitzerstolz“ entwickeln.

Eine wichtige ökonomische Rahmenbedingung stellt die Verwertbarkeit bzw. Verwertung spät gemähten Heus dar; gebietsweise bestehen mit der Ausweitung des Reitsports bereits ausreichend Abnehmer, diese Entwicklung kann jedoch – etwa in Verbindung mit Werbe- und Synergieeffekten (sanfter Tourismus) – in anderen Gebieten vorangetrieben werden (z. B. Heu-Börsen).

Aus mehreren Ländern liegen Erfolgsbeispiele von ambitionierten Schutzprogrammen vor: in Holland konnte eine kopfstarke Population nach einem Einflug gehalten werden (KOFFIJBERG & VAN DIJK 2001); in der Schweiz, wo dem Wachtelkönig wenige Jahre zuvor kaum Wiederkehrchancen eingeräumt wurden (SCHMID & MAUMARY 1996), kehrten Wachtelkönige bevorzugt an Stellen mit Schutzmaßnahmen zurück (HEER 2000). In Schottland und Irland, einer weit abgelegenen Population, die offenbar kaum von Einflügen erreicht wird, wird der sehr kontinuierliche Bestandszuwachs um 30 % in vier Jahren den erfolgreichen Schutzmaßnahmen zugeschrieben (STOWE & GREEN 1997a), was auch durch Modellrechnungen bestätigt wird (GREEN et al. 1997b). In Österreich scheinen Schutzmaßnahmen in den March-Thaya-Auen und die Entwicklung im Truppenübungsplatz positive Wirkung auf die Wachtelkönigbestände auszuüben.

41.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Wachtelkönigs in Europa stark verantwortlich.

41.1.9 Kartierung

Wachtelkönige können nur mit relativ aufwändigen Nachtkartierungen quantitativ erfasst werden. In Gebieten höchster Priorität (mit Maximalbestand von mindestens 10 Rufern einmal seit 1990) sind Kontrollen jährlich, in Gebieten mittlerer Priorität (mit Maximalbestand von mindes-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

tens drei Rufern einmal seit 1990) alle drei Jahre (aber vorzugsweise in Jahren mit zumindest normalen Niederschlägen im April und Mai). Die folgenden Vorgaben sind den Empfehlungen von SCHÄFFER & LANZ (1997) entlehnt und wurden aufgrund eigener langjähriger Erfahrungen an die Situation in Österreich angepasst. Es sollten vier Kontrollen pro Saison durchgeführt werden (im Mittel singen 80 % der Männchen in einer Nacht, TYLER & GREEN 1996), und zwar je eine in den Zeitspannen: 5.-15. Mai, 15.-30. Mai, 1.-15.Juni und 25. Juni - 10. Juli. Tageszeitlich liegt die höchste Aktivität zwischen 0.00 und 4.00; Kontrollen können im Mai zwischen 21.30 und 5.00 bzw. später im Jahr zwischen 23.00 und 3.30 angesetzt werden. Weit gehende Windstille ist Voraussetzung, leichter Regen kann toleriert werden. Es sind Punkt-Stopps auf dem Straßen- und Wegesystem (max. 500 m von potenziellen Habitaten entfernt) auf Basis der Österreich-Karte 1:50.000 und für Eintragung der rufenden Männchen einzurichten (Verweildauer ca. 5 Minuten). Potenzielle Habitate sind (halb)offene Flächen mit hohem Wiesen- oder Brachenanteil von mind. 200 m Durchmesser. Die Verwendung einer Klangattrappe ist für das Monitoring bekannter Brutplätze zu empfehlen, aber für allgemeine Bestandeserhebungen eher nicht (SCHÄFFER & LANZ 1997). Nach den Angaben von SCHÄFFER (1994, 1995) sollten Aufzeichnungen zur Rufintensität zur besseren Einschätzung des Verpaarungsstatus gemacht werden; die Verortung kann mit „Kreuzpeilung“ (von zwei Punkten aus) vorgenommen werden.

41.1.10 Wissenslücken

Neben regelmäßigem Monitoring der Hauptvorkommen und Übersichtskartierungen in ungenügend erfassten Gebieten bedarf in erster Linie die Effektivität der Schutzmaßnahmen wissenschaftlicher Absicherung, v.a. populationsrelevante Fragen. Dazu zählt die Frage, in welchem Umfang Jung- und Altvögel in Gebiete mit Schutzmaßnahmen zurückkehren (Beringung der Jungvögel und Männchen, eventuell akustische Identifizierung der Männchen). Umfangreichere Daten aus verschiedenen Gebieten und mehreren Jahren zum Verlauf der Ankunft (Erreichen des Gesamtbestandes) sind zur Optimierung der Mahdtermine erforderlich. Aufgrund bestimmter Hypothesen und Vorerfahrungen in Niederösterreich und anderen Gebieten (SCHÄFFER 1999) ist es notwendig, die mittel- und langfristige Entwicklung spät gemähter Wiesen zu analysieren (Entwicklung von Vegetationsstruktur, Artenzusammensetzung des Pflanzenbestandes, Nahrungsangebot). Eine analoge Fragestellung hat v.a. für den nachhaltigen Erhalt des österreichischen Bestandes im Truppenübungsplatz Allentsteig Priorität, wo die Dynamik der Brachen hinsichtlich Struktur und Nahrungsangebot untersucht werden sollte.

41.1.11 Literatur

BAHA EL DIN, S.; SALAMA, W.; GRIEVE, A: & GREEN, R.E. (1996): Trapping and shooting of Corncrakes *Crex crex* on the Mediterranean coast of Egypt. Bird Cons. Int. 6: 213-227.

BERG, H.-M. (1993): Status, Verbreitung und Gefährdung von Wiesenvögeln in Niederösterreich. Vogelschutz in Österreich 8: 3-16.

BERG, H.-M.; LAUERMANN, H. & SACKL, P. (1995): Ornithologische Kartierung. In: BMLV: Biotoperhebung Truppenübungsplatz Allensteig. Bundesministerium für Landesverteidigung. Sektion III. Abt. Umweltschutz: 155-221.

BEZZEL, E. & SCHÖPF, H. (1991): Der Wachtelkönig im Murnauer Moos: Artenschutzerfolg durch Ausweisung eines Naturschutzgebietes? Vogelwelt 112: 83-90.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

BROYER, J. (1991): Situation des Wachtelkönigs in Frankreich. Vogelwelt 112: 71-77.

BROYER, J. (1995): Définition d'un calendrier des fenaisons tolérable pour la reproduction du râle des genets *Crex crex* en France. Alauda 63: 207-212.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BROYER, J. (1996): Les "fenaisons centrifuges", une méthode pour réduire la mortalité des jeunes Râles des genêts, *Crex crex* et Cailles des blés, *Coturnix coturnix.* Rev. Ecol. (Terre Vie) 51: 269-273.

BROYER, J.; RENAUD, G. & RENAUD, C. (1998): Conservation du Râle de genêts *Crex crex* et calendrier agricole: contribution à l'etude du rôle des refuges disponibles en periode de fenaison. Nos Oiseaux 45: 13-18.

BÜRGER, P.; PYKAL, J. & HORA, J. (1997): Der Wachtelkönig *Crex crex* L. in der Tschechischen Republik. Vogelwelt 118: 209-213.

CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (1980): The birds of the Western Palearctic, Vol. 2. Oxford: Oxford University Press.

CROCKFORD, N.; GREEN, R.; ROCAMORA, G.; SCHÄFFER, N.; STOWE, T & WILLIAMS, G. (1996): Action plan for the corncrake (*Crex crex*) in Europe. Pp. 205- 243 in: HEREDIA, B.; ROSE, L. & PAINTER, M. (eds.) Globally threatened birds in Europe. Council of Europe Publishing, Strassbourg. 408 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FARRONATO, I. (1994): Primi dati sulla distribuzione del Re di quaglie *Crex crex* in provincia di Vincenza. Rivista Italiana di Ornitologia 63: 129-136.

FLADE, M. (1991a): Methoden zum Fang von Wachtelkönigen. Vogelwelt 112: 96-103.

FLADE, M. (1991b): Die Habitate des Wachtelkönigs während der Brutsaison in drei europäischen Stromtälern (Aller, Save, Biebrza). Vogelwelt 112: 16-40.

FLADE, M. (1997): Wo lebte der Wachtelkönig *Crex crex* in der Urlandschaft? Vogelwelt 118: 141-146.

FRÜHAUF, J. (1997): Der Wachtelkönig *Crex crex* in Österreich: Langfristige Trends, aktuelle Situation und Perspektiven. Vogelwelt 118: 195-207.

FRÜHAUF, J. (2000): Schutz des Wachtelkönigs (*Crex crex*) im Nationalpark Donauauen. Grundlagen und Habitatpotential, Artenschutzmaßnahmen 1999 und Managementplan. Erstellt im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH im Rahmen des LIFE-Projektes „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen".

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

FRÜHAUF, J. & ZECHNER, L. (1998): Perspektiven für den Erhalt des Wachtelkönig (*Crex crex*) im Mittleren Ennstal. Erstellt von BirdLife Österreich im Auftrag der "Vogelwarte" im Rahmen des LIFE-Projekts "Sicherung von Feuchtgebieten und bedrohten Arten im mittleren Ennstal", 100 pp. + Anhang & Karten.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

GREEN, R.E. (1999): Survival and dispersal of male Corncrakes *Crex crex* in a threatened population. Bird Study 46 (Suppl.): 218-229.

GREEN; R.E. & RAYMENT, M.D. (1996): Geographical variation in the abundance of the Corncrake *Crex crex* in Europe in relation to the intensity of agriculture. Bird Cons. Int. 6: 201-211.

GREEN, R.E.; ROCAMORA, G. & SCHÄFFER, N. (1997a): Populations, ecology and threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. Vogelwelt 118: 117-134.

GREEN; R. E. & STOWE, T. J. (1993): The decline of the corncrake in Britain and Ireland in relation to habitat change. J. App. Ecol. 30: 689-695.

GREEN; R.E.; TYLER, G.A.; STOWE, T.J. & NEWTON, A.V. (1997b): A simulation model of the effect of mowing of agricultural grassland on the breeding success of the Corncrake (*Crex crex*). J. Zool. Lond. 243: 81-115.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GREEN, R.E. & WILLIAMS, G. (1994): The ecology of the corncrake *Crex crex* and action for its conservation in Britain and Ireland. In: Bignal, E.; Curtis, D. J. (Hrsg.) Nature Conservation and Pastoralism in Europe, Proceedings of the third European Forum, JNCC, Peterborough: 69-74.

GRÜNWALD, H. (1991): Über Rufnachweise des Wachtelkönigs *Crex crex* (LINNE 1758) im Raum Rennweg/Kärnten. Carinthia II 181/101: 139-145.

HAGEMEIJER, W. J. M. & BLAIR, M. J. Hrsg. (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. Poyser, London, 903 pp.

HEER, L. (1999): Wachtelkönig im Aufwind. Ornis 5: 16-17.

HEER, L. (2000): Beliebtes Bündnerland. Ornis 6: 34.

HELMECKE, A. (2000): Raum- und Habitatnutzung des Wachtelkönigs (*Crex crex,* L.) im Unteren Odertal. Diplomarbeit, Humboldt-Universität Berlin.

HIRLER, A. (1994): Verluste bei Vogelnestern durch Prädatoren in verschiedenen Vegetationstypen - eine experimentelle Untersuchung. Diplomarbeit, Universität Konstanz.

HÖFER, F. (1894): Die Volksnamen der Vögel in Niederösterreich. Franz Höfer, Wien.

HOFFMANN, M. (1997): Rufplatzwahl des Wachtelkönigs *Crex crex* und Verbleib von Individuen nach Verlust des Bruthabitats in Nordostpolen. Diplomarbeit, Universität Freiburg i. Br.: 1-84.

HÖPFLINGER, F. (1958): Die Vögel des steirischen Ennstales und seiner Bergwelt. Ein Beitrag zur Avifauna der Steiermark. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 88: 136-169.

KARNER, E.; MAUERHOFER, V. & RANNER, A. (1996): Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie. UBA-Report 135. Umweltbundesamt, Wien. 159 Seiten + Anhänge.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KOFFIJBERG, K. & VAN DIJK, A. J. (2001): Influx van Kwartelkoningen *Crex crex* in Nederland. Limosa 74: 147-159.

KOFFIJBERG, K. & NIEENHUIS, J. (2003): Kwartelkoningen in het Oldambt een onderzeok naar de populatiedynamiek, habitatkeuze en mogelijkheden tot beschermingsmaatregelen in akkers. SOVON - Report. 82 pp.

KOZINA, U. (1983): Nahrungsökologische Untersuchungen bei Uhu (*Bubo bubo* L.) und Waldkauz (*Strix aluco* L.) in der Steiermark (*Aves, Strigiformes, Strigidae*). Dissertation Univ. Graz.

KRAUS, E. & KUTZENBERGER, H. (1994): Vorschläge für Artenschutzprogramme von nationaler und internationaler Bedeutung. Reports 93. Umweltbundesamt, Wien.

LINDORFER, J. (1970): Nester und Gelege der Brutvögel Oberösterreichs. Schriftenreihe Oberösterr. Musealverein 2: 1-171.

MEIER, B. (1994): Der Wachtelkönig (*Crex crex* L.) im Wiesenttal. Auswirkungen landschaftlicher Veränderungen auf die Bestandsentwicklung. Schr. Reihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz: 129: 39-44.

MISCHENKO, A.; SUKHANOVA, O.V.; BUTJEW,. V.T.; MOSALOV, A.A & MEZHNEW, A.P. (1997): Results of Corncrake surveys in European Russia in 1995. Vogelwelt 118: 215-222.

MORITZ, D. & BACHLER, A: (2001): Die Brutvögel Osttirols. Ein kommentierter Verbreitungsatlas. Oberdruck, Dölsach.

NORRIS, C. A. (1947): Report on the distribution and status of the Corncrake. British Birds 40: 226-244.

MÜLLER, A. & ILLNER, H. (2001): Erfassung des Wachtelkönigs in Nordrhein-Westfalen 1998 bis 2000. LÖBF-Mitt. 2/91: 36-51.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

OTTVALL, R. & PETTERSSON, J. (1998): Is there a viable Population of Corncrakes *Crex crex* on Öland, southeastern Sweden? Habitat preference in relation to hay-mowing activities. Orn. Svecica 8: 157-166.

PAULI, H.; ZECHNER, L. & FRÜHAUF, J. (2000): Abgrenzungsvorschlag für ein NATURA 2000 – Gebiet "Steirisches Ennstal – West". Mit finanzieller Unterstützung des WWF.

PEAKE, T.M.; MCGREGOR, P.K.; SMITH, K.W.; TYLER, G.; GILBERT, G. & GREEN, R.E. (1998): Individuality in Corncrake *Crex crex* vocalizations. Ibis 140: 120-127.

PFÜTZKE, S. (1998): Untersuchungen der Population des Wachtelkönigs *Crex crex* im Bremer Becken. Diplomarbeit Universität Bremen.

PUCHSTEIN, K. (1999): Weideland als Habitat des Wachtelkönigs (*Crex crex*)! - Eine Schutz-Alternative? Corax 18: 42-58.

PULLIAM, H. R. (1987): Sources, sinks, and population regulation. Am. Nat. 132: 652-661.

RUDOLF VON ÖSTERREICH & BREHM, A: (1879): Ornithologische Beobachtungen in den Auwäldern der Donau bei Wien. J. Orn. 27: 97-129.

SACKL, P. (1994): Der Wachtelkönig - über das Schicksal einer weltweit bedrohten Vogelart. Jahresber. Landesmus. Joanneum Graz 23: 49-62.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SALZER, U. & SCHÄFFER, N. (1997): Altersbestimmung von Wachtelkönigen *Crex crex*. *Vogelwelt* 118: 135-140.

SALZER, U. (2003): Comparison of the breeding habits and development of the young of the Corncrake *Crex crex*, the Spotted Crake *Porzana porzana*, and the Water Rail *Rallus aquaticus*. In: SCHÄFFER, N. & MAMMEN, U. (eds.): The status of the Corncrake *Crex crex* at the beginning of the 21th Century.

SAUBERER, N. (1993): Bestandessituation der Feuchtwiesen im Pannonischen Raum. Report 85. Umweltbundesamt, Wien. 97 pp.

SCHÄFFER, N. (1994): Methoden zum Nachweis von Bruten des Wachtelkönigs *Crex crex* . Vogelwelt 115: 69-73.

SCHÄFFER, N. (1995): Rufverhalten und Funktion des Rufens beim Wachtelkönig *Crex crex* . Vogelwelt 116: 141-151.

SCHÄFFER, N. (1999a): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex.* Ökologie der Vögel 21: 1-267.

SCHÄFFER, N. (1999b): Verbreitung, Biologie und Ökologie des Wachtelkönigs im Steirischen Ennstal. Gutachten erstellt im Auftrag des Institutes für Naturschutz und Landschaftsökologie, Graz. 158 pp.

SCHÄFFER, N. & GREEN, R.E. (1997): Etappen des Wachtelkönigschutzes. Vogelwelt 118: 115-116.

SCHÄFFER, N. & GREEN, R.E. (2001): The Global Status of the Corncrake. RSPB Conservation Review 13: 18-24.

SCHÄFFER, N. & LANZ, U. (1997): Aufruf zur Erfassung von Wachtelkönig-Vorkommen in Deutschland. Vogelwelt 118: 248-250.

SCHÄFFER, N. & MÜNCH, S. (1993): Untersuchungen zur Habitatwahl und Brutbiologie des Wachtelkönigs *Crex crex* im Murnauer Moos/Oberbayern. Vogelwelt 114: 55-72.

SCHÄFFER, N.; SALZER, U. & WEND, D. (1997): Das Lautrepertoire des Wachtelkönigs *Crex crex*. Vogelwelt 118: 147-156.

SCHÄFFER, N. & WEISSER, W. (1996): Modell für den Schutz des Wachtelkönigs *Crex crex* . J. Orn. 137: 53-57.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SCHMID, H. & MAUMARY, L. (1996): Die Situation des Wachtelkönigs *Crex crex* in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1970-1994. Orn. Beob. 93: 169-175.

SCHNEIDER-JACOBY, M. (1991): Verbreitung und Bestand des Wachtelkönigs in Jugoslawien. Vogelwelt 112: 48-57.

STOWE, T.J. & BECKER, D. (1992): Status and conservation of the Corncrake *Crex crex* outside the breeding grounds. Tauraco 2: 1-23.

STOWE, T.J. & GREEN, R.E. (1997a): Response of Corncrake *Crex crex* populations in Britain to conservation action. *Vogelwelt* 118: 161-168.

STOWE, T.J. & GREEN, R.E. (1997b): Threats to the Corncrake *Crex crex* on migration and in the winter quarters. Vogelwelt 118: 175-178.

STOWE, T.J. & HUDSON, A.V. (1991): Radio telemetry studies of corncrake in Great Britain. Vogelwelt 112, 10-16.

STOWE, T.J.; NEWTON, A.V.; GREEN, R.E. & MAYES, E. (1993): The decline of the corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland in relation to habitat. J. Appl. Ecol. 30: 53-62.

TRONTELJ, P. (1997): Distribution and habitat of the Corn Crake (*Crex crex*) at the Upper Soca basin (Julian Alps, Slovenia). Annales 11: 65-72.

TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. Cambridge: Bird Life International (Bird Life Conservation Series no. 3). 600 pp.

TYLER, G.A. & GREEN, R.E. (1996): The incidence of nocturnal song by male Corncrakes Crex crex is reduced during pairing. Bird Study 43: 214-219.

TYLER, G. A.; GREEN, R.E. & CASEY, C. (1998): Survival and behaviour of Corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. Bird Study 45: 35-50.

VON HAARTMAN, L. (1958): The decrease of the corncrake *Crex crex*. Soc. Sci. Fenn. Comment Biol. 18 (2): 1-29.

VAN DEN BERGH, L.M.J. (1991): Status, distribution and research on Corncrakes in the Netherlands. Vogelwelt 112: 78-83.

VOSLAMBER, B. (1989): De Kwartelkoning *Crex crex* in het Oldambt: aantallen en biotoopkeuze. Limosa 62: 15-21.

WALDE, K. & NEUGEBAUER, H. (1936): Tiroler Vogelbuch. Mar. Vereinsbuchhandlung, Innsbruck. 248 pp.

WILLI, P. (1985): Langfristige Bestandestaxierungen im Rheindelta. Egretta 28: 1-62.

WEID, R. & SACHTLEBEN, J. (1989): Der Wachtelkönig (*Crex crex*) bei Forchheim: Habitatwahl und Verhalten während der Heumahd. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat f. Vogelsch. 28: 27-42.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

41.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Wachtelkönig hat heute überwiegend konzentrierte Vorkommen in mehreren Natura 2000-Gebieten in unterschiedlicher Bestandsgröße; darüber hinaus sind zersplitterte, vielfach nicht regelmäßige Vorkommen bekannt, was allerdings ein ökologisches Charakteristikum dieser Art ist und die grundsätzliche Neigung zu einer weiten Verbreitung widerspiegelt. Die Habitatansprüche sind gut bekannt und in unterschiedlichen Gebieten grundsätzlich identisch und somit auch die Indikatoren. Auf die Angabe von Indikatoren für einzelne Vorkommen kann daher verzichtet werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

41.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

41.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Mahdregime[25]	Wiesen- oder (Feucht) Brachenfläche: >20 % wird sehr spät oder nicht alljährlich gemäht (Wiesen: ab 25. Juli) gemäht bzw. gehäckselt (Brachen: ab Mitte September); Wiesenfläche (zusätzlich): >20 % werden erst ab 30. Juni und > 20 % der Wiesenfläche bereits vor 31. Mai gemäht; die Mahd ist auf diesen Flächen weit überwiegend (Richtwert >80 %) „Wachtelkönig freundlich“	Wiesen- oder (Feucht) Brachenfläche: 5-20 % wird sehr spät oder nicht alljährlich gemäht (Wiesen: ab 25. Juli) gemäht bzw. gehäckselt (Brachen: ab 15. September); Wiesenfläche (zusätzlich): 10-20 % werden erst ab 30. Juni und 10-20 % der Wiesenfläche bereits vor 31. Mai gemäht; die Mahd ist auf diesen Flächen weit überwiegend (Richtwert >=50 %) „Wachtelkönig freundlich“	Wiesen- oder (Feucht) Brachenfläche: <5 % wird sehr spät oder nicht alljährlich gemäht (Wiesen: ab 25. Juli) gemäht bzw. gehäckselt (Brachen: ab 15. September); Wiesenfläche (zusätzlich): <10 % werden erst ab 30. Juni und <10 % der Wiesenfläche bereits vor Ende 31. gemäht; die Mahd ist auf diesen Flächen überwiegend nicht (Richtwert <50 %) „Wachtelkönig freundlich“
Geeignete Habitatfläche[26]	Geeignete Habitatflächen nehmen über 90 % ein	Geeignete Habitatflächen nehmen 50-90 % ein	Geeignete Habitatflächen nehmen < 50 % ein
Attraktive Rufstandorte[27]	Attraktive Rufstandorte sind sehr häufig (Richtwert: >50 Strukturen/100 ha = mittlerer Abstand: <140 m)	Attraktive Rufstandorte sind mäßig häufig (Richtwert: 10-50 Strukturen/100 ha = mittlerer Abstand: ca. 140-300 m)	Attraktive Rufstandorte sind kaum vorhanden (Richtwert: weniger als 10 Strukturen/100 ha = mittlerer Abstand: >300 m)
Mahdrefugien[28]	Mahdrefugien sind sehr häufig (Richtwert: >50 Strukturen/100 ha)	Mahdrefugien sind mäßig häufig (Richtwert: 10-50 Strukturen/100 ha)	Mahdrefugien sind kaum vorhanden (Richtwert: weniger als 10 Strukturen/100 ha)

[25] Kriterium sind die Flächenanteile an a) sehr spät (ab 25. Juli) oder nicht alljährlich gemähter Wiesen bzw. spät (ab Mitte September) gehäckselter (Feucht)Brachen, b) spät (ab 30. Juni) und c) sehr früh (vor 31. Mai) gemähter Wiesen sowie d) eine „wachtelkönigfreundliche“ Mahd (von innen nach außen mit max. 6 km/h) auf diesen Flächen. Für Vorkommen in Äckern ist derzeit eine Entwicklung von Indikatoren weder sinnvoll noch machbar

[26] Geeignete Habitatflächen sind hochwüchsige Mäh- oder Streuwiesen sowie (Feucht)Brachen innerhalb geschlossener Offenlandbereiche von mind. 10 ha

[27] Attraktive Rufstandorte sind inselartige, nicht oder nicht alljährlich gemähte, hochwüchsige Kleinstrukturen wie kleine (2-25m^2) Hochstauden-, Brach- oder Feuchtflächen, nicht alljährlich gemähte Wiesenteile (z.B. nicht leicht mähbare „Ecken“ in zusammenstoßenden Parzellen), Grauweidenbüsche u.ä. im Offenlandbereich (nicht in Randlage!) und günstiger Lage (möglichst gleichmäßig über den Raum verteilt)

[28] Mahdrefugien sind nicht oder nicht alljährlich gemähte, hochwüchsige, lineare oder flächige Kleinstrukturen (bewachsene Gräben, Raine und Waldsäume, Hochstauden-, Brach- oder Feuchtflächen, Buschgruppen und –reihen; Größe ab je ca. 50 m^2) bevorzugt im Offenlandbereich (auch in Randlage) und möglichst gleichmäßig über den Raum verteilt und vernetzt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gehölze[29]	hochwüchsige Gehölze oder Einzelbäume haben max. 1 % Flächenanteil (bzw. max. 0,5 Einzelgehölze/ha) oder der Verbuschungsgrad ist niedriger als 5 %	hochwüchsige Gehölze oder Einzelbäume haben max. 2 % Flächenanteil (bzw. max. 1 Einzelgehölz/ha) oder der Verbuschungsgrad liegt zwischen als 5 und 20 %	hochwüchsige Gehölze oder Einzelbäume haben > 2 % Flächenanteil (bzw. > 1 Einzelgehölze/ha) oder der Verbuschungsgrad liegt über 20 %
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung (Vorkommen mit einem Maximalbestand von mindestens drei Rufern einmal seit 1989)	Im Gebiet wird alljährlich mindestens ein Revier nachgewiesen	Im Gebiet wird in mindestens 30 % der Jahre ein Revier nachgewiesen	Im Gebiet wird in weniger als 30 % der Jahre ein Revier nachgewiesen
Bestandsentwicklung[30] **(Vorkommen mit einem Maximalbestand von mindestens 10 Rufern einmal seit 1989)**	Der Bestand zeigt im Zeitraum von fünf Jahren einen positiven Trend von mehr als 20 %	Der Bestand zeigt im Zeitraum von fünf Jahren keinen klaren Trend (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand zeigt im Zeitraum von fünf Jahren einen negativen Trend von mehr als 20%

41.3 Bewertungsanleitung

41.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

41.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens Habitatindikatoren Mahdregime und Geeignete Habitatfläche „A“ und kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“ außer alle Habitatindikatoren sind „A“. Habitatindikatoren Mahdregime und/oder Geeignete Habitatfläche „C“, Populationsindikator „B“ oder „A“. Populationsindikator „B“ oder „A“ und drei oder mehr Habitatindikatoren „C“

[29] Einschränkend auf die Habitateignung wirken größere Häufigkeit von hochwüchsigen Gehölzen oder Einzelbäume und sehr hohe Verbuschungsgrade (aber keine einzelnen niederen Gebüschgruppen) auf den zentralen Offenflächen (ohne Randlagen!)

[30] Die Trendberechnung hat aufgrund der arttypischen starken Bestandsschwankungen aufgrund einer Regressionsrechnung zu erfolgen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

42 A127 *GRUS GRUS*

42.1 Schutzobjektsteckbrief

42.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kranich

Englisch: Crane, Französisch: Grue cendrée, Italienisch: Gru, Spanisch: Grulla común

42.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Gruiformes – Kranichvögel, Familie Gruidae – Kraniche

Merkmale: Sehr großer Vogel mit langen Beinen und einem langem und schlanken Hals. Gefieder ist hauptsächlich blaugrau, zur Brutzeit färbt sich die Oberseite rostbraun. Kopf und Hals schwarz und weiß gefärbt. Der Scheitel ist rot. Der in viele Sprachen namensgebende Kontaktruf ist trompetend „krru“. Die Jungen rufen hoch piepsend „tschirp“.

42.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Es wird eine monogame Dauerehe eingegangen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Ein Ausdruck der Erregung, der besonders häufig während der Balzzeit gezeigt wird, ist der sogenannte „Tanz“ des Männchens. Dabei springt das Männchen hin und her und schlägt mit den Flügeln. Diese Bewegungen können im Kreis, in einer Achterbahn aber auch nur auf einer geraden Strecke vollführt werden. Während der Brutzeit ist das Paar territorial. Die Familie bleibt auch während der Führungsphase der Jungen von den anderen Familien getrennt. Ab Mitte August finden sich die Kraniche auf Sammelplätzen ein. Zuerst treffen die nicht brutreifen Individuen ein, erst anschließend kommen die Brutvögel mit ihren Jungen an. Von diesen Sammelplätzen aus ziehen die Vögel in ihre Winterquartiere los. Während des Zuges benutzen die Kraniche verschiedene Sammel- und Rastplätze, die aber kürzer besetzt werden als die Sammelplätze in den Brutgebieten und eine weit größere Anzahl an Individuen aufweisen (LIBBERT 1936 & 1956, MOLL 1963).

Fortpflanzung: Die Geschlechtsreife tritt mit 4-6 Jahren ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Das Nest ist stets am Boden auf in der Regel feuchtem bis nassen Untergrund. Es wird entweder versteckt in der Vegetation angelegt oder ist von Wasser umgeben und damit schwer zugänglich. Der Ausbaugrad des Nestes hängt von der Unterlage ab und reicht von komplexen großen Bauten bis einfachen Nistmulden.

Nahrung und Nahrungssuche: Der Kranich ernährt sich sowohl von tierischer wie auch von pflanzlicher Nahrung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Vermutlich überwiegt die pflanzliche Nahrung, wobei Daten hierzu fehlen. Trotz weniger Untersuchungen bezüglich der Nahrungszusammensetzung weisen die vorhandenen Ergebnissen den Kranich als sehr vielseitig in seiner Wahl aus. In Mitteleuropa dominieren Feldpflanzen (Getreide, Mais, Erbsen, Bohnen), aber auch Kleintiere der Acker- und Wiesenfauna. Als tierische Nahrung werden vor allem Insekten und deren Larven aufgenommen wie z. B. Libellen, Geradflügler (z.B. *Acrididae, Tettigonidae, Gryllus, Gryllotalpa*), Käfer (*Aphodius, Geotrupes, Scarabaeus,...)* oder Dipteren. Auch kleine Wirbeltiere wie Frösche, Eidechsen, Mäuse und Spitzmäuse oder kleine Fische können einen erheblichen Anteil erreichen.

Kraniche lesen Sämereien, Pflanzenteile und Kleintiere vom Boden oder niedrigen Pflanzen(teilen) ab, wobei sie langsam vorwärts schreiten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Sie können aber auch in den Boden stechen, den Boden aufbrechen oder Pflanzenteile aus-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

reißen. Zur Zugzeit werden abgeerntete Felder von z.T. großen Trupps aufgesucht (z.B. VÉGVÁRI 2002).

42.1.4 Autökologie

Lebensraum: Als Bruthabitate dienen dem Kranich mehr oder weniger feuchte bis nasse Niederungen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Die Vegetationshöhe kann deutlich variieren und reicht von baumlosen Grasländern oder Zwergstrauchflächen bis zu Waldlichtungen. In Mitteleuropa bevorzugt die Art Verlandungszone von Seen, Teichen oder Flüssen, Nieder- und Hochmoorflächen sowie Feuchtwiesen.

Außerhalb der Brutzeit werden offene Flächen wie Wiesen und Äcker nach Nahrung abgesucht. Rastplätze auf dem Zug haben oft lange Traditionen (z.B. Rügen). Die Schlafplätze während der Zugzeit liegen in sumpfigen bzw. überschwemmten Gelände oder im seichten Wasser von Seen oder Teichen.

42.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Da Brut- und Nahrungsrevier meist nicht zusammenfallen, können Nester sehr nahe zueinander liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Großflächig sind die Brutdichten sehr gering: 1,32 Brutpaare/100 km^2 in Mecklenburg (MEWES in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994), 1,5-2,2 Brutpaare/100 km^2 in Gudbrandsdal/Norwegen (KAPELRUD in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Für eine Kranichfamilie in Mecklenburg-Vorpommern wurde in zwei Jahren eine Revierfläche von 77 bzw. 103 ha festgestellt (NOWALD 1999). Die Flächenwahl und damit die Reviergröße schien von der Nahrungsverfügbarkeit abzuhängen. Die Ausdehnung wurde auch von der Entfernung zur nächsten Straße beeinflusst. Da ein Sicherheitsabstand von 210 m zur nächsten Straße eingehalten wurde, war hier eine Fläche von 20 ha nicht nutzbar.

In Deutschland lag der Bruterfolg von 5.332 überprüften Brutpaaren in den Jahren 1978-1998 bei 0,9 Jungen/Brutpaar (MEWES 1999). In Zentralschweden lag der Wert für 81 Brutpaare mit 0,5 Jungen/Brutpaar deutlich darunter (BYLIN 1987). Einen ähnlichen Bruterfolg wie in Deutschland mit 1,0 Jungen/Brutpaar wird von NILSSON (1982) von Smaland (Südschweden) berichtet. Dabei wurden aber nur 37 Paare untersucht, wodurch die Werte nur schwer vergleichbar sind.

Wanderungen: Die Zug über den europäischen Kontinent kann in zwei Routen geteilt werden. Der westeuropäische Zugweg wird von den skandinavischen, deutschen, polnischen und ostbaltischen Populationen genutzt (PRANGE 1999). Etwa 80 % der Tiere überwintern in Spanien und weitere 14 % in Frankreich. Die restlichen beziehen ihre Winterquartiere in Portugal und Marokko, wobei sich einige wenige in Mitteleuropa aufhalten. Die zweite Route - die baltisch-ungarische - wird von den in Finnland, im Baltikum, in Weißrussland sowie in Russland brütenden Populationen benutzt. Dieser Zugweg führt die Tiere über das ehemalige Jugoslawien, Albanien und Süditalien nach Tunesien, Algerien und Libyen. Neben diesem westlichen Schenkel des baltisch-ungarischen Zugweges dürfte noch ein östlicher existieren, dessen Rastplätze und Zugwege nur schlecht bekannt sind. Die westeuropäische Zugroute wird von etwa 100.000, die baltisch-ungarische von 80.000 Tieren benutzt. Wie aus Ringablesungen hervorgeht, können Individuen zwischen den Zugrouten wechseln (PRANGE 1999).

42.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Art besiedelt die boreale und gemäßigte Zone des nördlichen Eurasiens von Westeuropa bis ins westliche Ostsibirien (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Früher reichte die Verbreitung im Süden bis Spanien, Oberitalien, an den Nordrand der Alpen und bis ins Karpatenbecken. Heute verläuft die Südgrenze durch Nord- und Mitteldeutschland, wobei es isolierte Vorkommen im nördlichen Balkan, in Kleinasien, in Transkaukasien und in der Mongo-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

lei gibt. Prinzipiell brütet die Art in Tieflagen, erreicht aber z.B. in Norwegen Höhen bis 1.300 m, in Armenien sogar 2.200 m (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Weltweit wird der Bestand auf mehr als 300.000 Individuen geschätzt (PRANGE 1999).

Europa: Der Kranich brütet weit verbreitet im mittleren und nördlichen Fennoskandinavien (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Die Südgrenze des geschlossenen Brutgebiets geht durch Mittel- und Norddeutschland. Die Grenze verläuft weiter östlich durch Polen, Weißrussland und durch die Ukraine. Mehr oder weniger isolierte Brutvorkommen sind in Dänemark, in Frankreich, in England und im nördlichen Balkan zu finden. Die nächsten Brutvorkommen zu Österreich liegen in Tschechien (KURKA 1991, BOBEK et al. 2001).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 16.000-23.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Kranichs in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark	10-10	1993-1996
Finnland	4.000-6.000	1990-1995
Frankreich	3-3	1997
Deutschland	2.246-2.269	1996
Schweden	10.000-15.000	1990
Vereinigtes Königreich	3-3	1995

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: Der Kranich ist in Österreich als Brutvogel ausgestorben (DVORAK et al. 1993). Im 19. Jh. brütete die Art im ungarischen Hanság und erreichte Österreich bei Pamhagen/Burgenland. Ein zweites Vorkommen mit 2-3 Paaren gab es im Ibmer Moor/Oberösterreich. Bis 1885 ist dort ein Brutvorkommen dokumentiert, möglicherweise kam es Anfang des 20. Jh. zu Einzelbruten (MAYER 1986, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Kraniche treten in Österreich vor allem als Durchzügler im März/April bzw. September bis November auf, Nachweise existieren aus allen Bundesländern (ABÖ). Einzelne Überwinterungen wie auch Übersommerungen sind bekannt. Nachweise kommen vor allem aus den östlichen Landesteilen, wobei die Art am regelmäßigsten im Seewinkel/Neusiedler See-Gebiet beobachtet wird.

42.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: RE (regionally extinct/ausgestorben)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Kraniche treten nach Erlöschen der Brutvorkommen in Österreich Ende des 19. Jahrhunderts (Anfang 20. Jh.) regelmäßig als Durchzügler in Österreich auf. In den letzten Jahren ist das verstärkte Auftreten von größeren Trupps (bis zu 150 Individuen) zu vermerken.

Gefährdungsursachen: Angesichts der kleinen Zahlen, die im Neusiedler See-Gebiet und abseits davon auftreten, können keine konkreten Gefährdungsfaktoren mit dem Vorkommen der Art in Verbindung gebracht werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Störungen durch die Gänsejagd im Neusiedler See-Gebiet sollten reduziert werden. Maßnahmen, die den Gänsen entgegenkommen, wirken sich auch positiv auf die Kraniche aus.

42.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Kranichs.

42.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

42.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen des Kranichs in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

42.1.11 Literatur

BOBEK, M.; PESKE, L.; SIMEK, J.; POJER, F. & LAGARDE, F. (2001): Breeding of the Common Crane *Grus grus* in the Czech Republic in 2000. (in tschechisch mit englischer Zusammenfassung) Zprávy CSO 52: 10-12.

BYLIN, K (1987): The Common Crane in Sweden – distribution, numerical status, habitats, breeding success and need of protection. In: ARCHIBALD, G.W. & R.F. PASQUIER G. (Hrsg.): Proc. 1983 Int. Crane Workshop, Braboo, WI: 215-223.

KURKA, P. (1991): The first documented breeding of Crane, *Grus grus*, in Czechoslovakia. Sylvia 28: 89-94 (in Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).

LIBBERT, W. (1936): Der Zug des Kranichs. J. Orn. 84: 297-337.

LIBBERT, W. (1956): Beobachtungen an einem Sammelplatz der Kraniche. Beitr. Vogelkde 4: 36-37.

MAYER, G.T. (1986): Oberösterreichs verschwundene Brutvögel. Jb. Oö. Mus.Ver. 131: 129-155.

MEWES, W: (1999): Zur Reproduktion des Kranichs *Grus grus* in Deutschland. Vgelwelt 120: 251-259.

MOLL, K.H. (1963): Kranichbeobachtungen aus dem Müritzgebiet. Beitr. Vogelkde 8: 221-253, 368-388 und 412-439.

NILSSON, S.G. (1982): Differences in the breeding success of the Common Crane (*Grus grus*) between south and central Sweden. J. Orn. 123: 93-95.

NOWALD, G. (1999): Reviergröße und Raumnutzung jungeführender Kraniche *Grus grus* in Mecklenburg-Vorpommern: Erste Ergebnisse einer Telemetriestudie. Vogelwelt 120: 261-274.

VÉGVÁRI, Z. (2002): Autumn staging and habitat selection by common cranes *Grus grus* in the Hortobágy National Park, Hungary. Folia Zool. 51: 221-225.

42.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Kranich tritt normalerweise nur unregelmäßig oder in jährlich stark schwankenden Zahlen in Österreich auf. Eine Angabe von numerischen Populationsindikatoren zum günstigen Erhaltungszustand ist daher nicht möglich und auch nicht sinnvoll.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

43 A129 *OTIS TARDA*

43.1 Schutzobjektsteckbrief

43.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Großtrappe

Englisch: Great Bustard, Französisch: Outarde barbue, Italienisch: Otarda, Spanisch: Avutarda común

43.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Gruiformes – Kranichvögel, Familie Otididae – Trappen

Merkmale: Die Großtrappe ist in Mitteleuropa unverkennbar. Die Männchen sind die schwersten Brutvögel Europas, die Weibchen wiegen allerdings nur die Hälfte der Männchen. Männchen sind an Brust und Halsseiten rötlich gefärbt, Hals und Kopf sind blaugrau und tendieren bei älteren Individuen ins weißgräuliche. Rückenfedern ockerbraun mit breiten schwarzen Binden, Bauch weiß. Der Oberflügel zeigt eine markante, ausgedehnte schwarz/weiße Zeichnung (weiße und ockerbraune Decken kontrastieren deutlich mit den schwarzen Armschwingen), dies ist besonders im Flug auffällig und ermöglicht eine sichere und schnelle Bestimmung auch der fliegenden Vögel. Weibchen und immature Männchen sind wesentlich kleiner als Männchen, weisen aber im wesentlichen ein ähnliches Färbungsmuster auf.

43.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Großtrappe kommt (mit Ausnahme der unmittelbaren Brutzeit) das ganze Jahr über in zumeist nach Geschlechtern getrennten Gruppen vor. Speziell im Winterhalbjahr und vor allem bei länger anhaltenden hochwinterlichen Bedingungen können sich die verschiedenen Gruppen einer Population zu einem einzigen Wintertrupp vereinen. In früheren Zeiten konnten solche Trupps auch bis zu mehrere Tausend Individuen umfassen, heutzutage sind 100-200 Exemplare schon als große Ansammlung zu werten. Die Großtrappe ist eine der wenigen europäischen Vogelarten, deren Männchen vor Beginn der Brutzeit zu einer Gruppenbalz zusammenkommen. Die Balzplätze werden viele Jahre hindurch genutzt (MORALES & MARTIN 2002). Untersuchungen in Spanien zeigten, dass die Struktur der Balzgruppen sowohl innerhalb eines Jahres als auch in unterschiedlichen Populationen variabel ist (MORALES & MARTIN 2002, ALONSO et al 2000). Zu Beginn der Balzsaison sind die Männchen in größeren kompakten Gruppen zu finden, mit Fortdauer der Saison hingegen zerstreuen sie sich über ein größeres Gebiet, bleiben allerdings in Sichtkontakt zueinander. Die Männchen besetzen in diesem Fall kein exklusiv genutztes Territorium, sondern überlappen mit ihren Nachbarn. In anderen Teilen der Iberischen Halbinsel wurde allerdings für wenige Männchen auch Territorialverhalten beschrieben (MORALES et al. 2001). Männchen in besserem körperlichem Zustand zeigen höhere Balzaktivität und werden auch von einer größeren Anzahl von Weibchen aufgesucht und kopulieren daher auch mit mehr Weibchen (MORALES et al. 2002a, b).

Fortpflanzung: Die Großtrappe zeigt ein polygynes bis promiskuides Fortpflanzungssystem (MORALES & MARTIN 2002). Das Geschlechterverhältnis ist überall zugunsten der Weibchen verschoben, die Werte in verschiedenen Teilen des Verbreitungsgebiets liegen zwischen 1,72:1 und 3,3:1 (MORALES & MARTIN 2002). Die Ankunft am Brutplatz fällt in Mitteleuropa (sofern die Vögel nicht im Brutgebiet überwintern) auf Februar oder März, in Abhängigkeit von der Witterung. Die Balzzeit der Männchen erstreckt sich hauptsächlich von Ende März bis Ende April. Die Brutzeit beginnt in Mitteleuropa im letzten Drittel des April und dauert bis Ende Mai, Nachgelege sind allerdings auch noch im Juni und Juli möglich (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Die Nistplätze der Weibchen liegen in der Regel im näheren oder

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

weiteren Umkreis der Balzplätze, können aber auch mehr als 10 Kilometer entfernt sein. Sobald sich eine junge Henne für einen bestimmten Brutplatz entschieden hat, wird dieser normalerweise Jahr für Jahr aufgesucht (ALONSO et al 2000). Die Hauptlegephase fällt auf die ersten beiden Mai-Wochen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Es werden zwei oder drei Eier gelegt. Die mittlere Gelegegröße (n=858) lag in Ungarn in den Jahren 1974-1990 bei 1,93 (FARAGÓ 1992), in Portugal hingegen (n=16) bei 2,6 (MORGADO & MOREIRA 2000). Großtrappen machen nur eine einzige Jahresbrut, die Bebrütung erfolgt alleine durch das Weibchen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). Die Brutdauer wird mit 21-28 Tagen angegeben, die Jungvögel werden mit ca. fünf Wochen flugfähig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973), bleiben jedoch zumindest bis in den Winter hinein bei ihren Müttern; die Familien bleiben auch in den großen Wintertrupps beisammen (MARTÍN 1997, ALONSO et al. 1998). Weibchen brüten im Alter von 2-4 Jahren das erste Mal, Männchen erst mit 5-6 Jahren (MORALES & MARTIN 2002).

Nahrung und Nahrungssuche: Untersuchungen auf der Iberischen Halbinsel zeigten, dass die Großtrappe in den Sommermonaten vorwiegend animalische Kost zu sich nimmt, sich aber im restlichen Jahr vorwiegend von Pflanzen ernährt. Dieses Muster scheint auch im übrigen Verbreitungsgebiet die Regel zu sein. Im Frühjahr liegt das Verhältnis pflanzlicher zu tierischer Nahrung in Spanien bei 10:1 (MORALES & MARTIN 2002). Die Pflanzennahrung besteht vor allem aus jungen Trieben, Blättern, Blüten und (unreifen) Fruchtständen krautiger Pflanzen. Unter den aufgenommenen Pflanzengruppen dominieren neben Schmetterlingsblütlern wie verschiedenen Kleearten und Korbblütlern vor allem Kreuzblütler wie Hederich *Raphanus raphanistrum,* Grün-, Rosen- und andere Kohlsorten *Brassica leracea,* Senf *Brassica nigra,* Rettich *Raphanus sativus,* Rübsen *Brassica campestris* und ganz besonders Winterraps *Brassica napus* (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973). In Österreich überwinternde Großtrappen ernähren sich vorwiegend von Luzerne und Raps (KOLLAR 2001). In der tierischen Nahrung dominieren Käfer und (später im Jahr) Heuschrecken, darüber hinaus reicht das Spektrum aber von Regenwürmern, Schnecken, Asseln bis zu kleinen Wirbeltieren. Seltener, aber ebenfalls regelmäßig enthält die Nahrung auch Vertreter anderer Insektengruppen wie Schmetterlingsraupen, Ameisen und Wanzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, MORALES & MARTIN 2002). Die Nahrung von frisch geschlüpften Jungvögeln besteht überwiegend aus Orthopteren (LANE et al. 1999).

43.1.4 Autökologie

Lebensraum: Großtrappen bewohnen weiträumige und überschaubare Landschaften in flachen Ebenen der Niederungen oder in ganz leicht hügeligem Gelände. Wichtig ist, dass zumindest an drei Seiten über weite Distanzen (ein Kilometer und mehr) keine gröberen Sichthindernisse in Form von Wäldern, Feldgehölzen, Windschutzgürteln und anderen aufragenden Strukturen vorhanden sind. Zumindest zur Balz- und Brutzeit sollten auch Bereiche mit niederer Bodenvegetation vorhanden sein. Einzelbäume oder kleinere Busch- und Baumgruppen können hingegen ohne weiteres Teil von Trappenbiotopen sein. Für die Großtrappe in Mitteleuropa auch heute noch bewohnbare Landschaften liegen fast immer in den Niederungen unterhalb 300 Meter, in anderen Teilen des Verbreitungsgebiets werden aber durchaus auch höher gelegene Gebiete (in Zentralasien bis zu 3.000 Meter) besiedelt, sofern sie die oben beschriebenen strukturellen Voraussetzungen erfüllen. Die heutigen Trappengebiete Europas liegen meist in Bereichen mit weniger als 600 mm Jahresniederschlag, hohen Sommertemperaturen und geringer Dauer und Höhe der Schneedecke. Bevor die Landschaft großflächig vom Menschen verändert wurde, war die Art wohl vorwiegend auf natürliche offene Graslandschaften in der Steppen- und Halbwüstenzone angewiesen. Gut entwässerte Böden mit niederem Grundwasserstand werden im allgemeinen bevorzugt, zusätzlich finden sich auch Trappenvorkommen in abgetorften Flachmooren.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die überwiegende Zahl der heute in Europa (und auch in Nordafrika und Asien) noch bestehenden Vorkommen findet sich in Landschaften, die vom Menschen großflächig und nachhaltig verändert wurden. Ein guter Teil der in Mitteleuropa verbliebenen Brutgebiete liegt in intensiv genutzten Agrarlandschaften mit einer gewissen Kulturenvielfalt und mittleren bis großen Schlaggrößen. Die heutzutage immer noch sehr gut von der Großtrappe besiedelten Ebenen der Iberischen Halbinsel zeichnen sich durch traditionelle Landnutzung mit einer Abfolgen von Getreidebau, Futterpflanzenbau, extensiver Grünlandnutzung und nachfolgender (Schaf)beweidung brachliegender Flächen aus (für diese Gebiete hat sich der englische Begriff „Pseudosteppen" eingebürgert). Ähnliche Bedingungen herrschen auch noch an wenigen Stellen in der Großen Ungarischen Tiefebene, wo sich extensiv genutzte Hutweiden und Wiesen mit Agrarland abwechseln. Gebiete mit extensiver landwirtschaftlicher Nutzung, aber nur geringer menschlicher Störung erweisen sich hier oft als besser für die Art geeignet als naturnahe Habitate.

In Mitteleuropa von der Großtrappe bewohnte Intensiv-Agrarlandschaften zeichnen sich fast immer durch relativ große Schläge und, dadurch bedingt, eine relativ geringere Störungsfrequenz durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung aus. Der Anbau von Winterraps und Luzerne besitzt hier für die Art eine zentrale Bedeutung, besonders im Winterhalbjahr (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, LANE et al. 2001, OSBORNE et al. 2001, MORALES & MARTIN 2002).

43.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Angaben zum Bruterfolg liegen für verschiedene Teile des Areals aus unterschiedlichen Lebensräumen vor: Die bislang einzige Langzeitstudie an einer größeren Population wurde in Nordwestspanien durchgeführt. Der durchschnittliche Bruterfolg lag hier in einer Population mit ca. 700 Weibchen bei nur 0,15 Jungvögeln/Weibchen. Die Unterschiede zwischen den Jahren waren hier groß: in den beiden schlechtesten Jahren wurden nur 0,04 Junge pro Weibchen flügge, in den beiden besten hingegen 0,27 bzw. 0,29. Ein positiver Zusammenhang wurde mit dem Regenfall im Winterhalbjahr festgestellt, ein negativer mit der Zahl der Regentage während der Bebrütungs- und Aufzuchtsphase. Ältere Weibchen (mehr als 6 Jahre) hatten einen höheren Bruterfolg als Jüngere. Der mittlere Bruterfolg dieser Population war ausreichend, um den Bestand über Jahre hinweg auf dem selben Niveau zu halten (MORALES et al. 2002a). Die Ergebnisse einer langjährigen Untersuchung an der Trappenpopulation des Heidebodens im burgenländisch /ungarisch/slowakischen Grenzbereich ergab hingegen einen sehr viel höheren jährlichen Bruterfolg (siehe Tabelle). Dieses Vorkommen zeigte 1992-1999 eine starke Zunahme von 20 auf 94 Individuen (WURM 2000). Auch im Westlichen Weinviertel lag der Bruterfolg in den Jahren 1996-1998 bei 15, 12 und 13 vorhandenen Hennen bei 0,67, 0,33 und 0,46 flüggen Jungvögeln/Weibchen (REITER 1997a,b, REITER 1999). Auch hier kam es zu einer deutlichen Zunahme von 22 Individuen im Jahr 1996 auf 35 im Jahr 2000 (REITER 2001) und 40 Individuen im Jahr 2003 (R. RAAB unveröff.). Eine über Jahrzehnte hinweg kontinuierlich abnehmende Population in Brandenburg (Deutschland) wies hingegen über Jahrzehnte hinweg nur eine Nachwuchsrate von 0,03-0,05 flüggen Jungvögeln/Jahr und Henne auf (LITZBARSKI & ESCHHOLZ 1999).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Bruterfolg der Großtrappe am Heideboden in den Jahren 1992-1999 (nach Daten in WURM (1992-2000)

	? ad	? gesamt	juv	Juv./? ad	Juv./? gesamt
1992	13	14	17	1,31	1,21
1993	13	25	9	0,69	0,36
1994	13	22	13	1,00	0,59
1995	22	30	15	0,68	0,50
1996	20	36	26	1,30	0,72
1997		48	19		0,40
1998		51	19		0,37
1999		70	20		0,29

Die Überlebensrate von Jungvögeln in den ersten vier Lebensmonaten lag im Nordwesten Spaniens bei 30-40 %. In Zentralspanien lag die Mortalität zwischen dem ersten Lebensmonate und dem ersten „Geburtstag" bei 30 %, wobei aber die Überlebensrate für alle geschlüpften Jungvögel wahrscheinlich viel niederer bei 10-20 % liegt (MORALES & MARTIN 2002). Die hohe Sterblichkeit in den ersten Lebensmonaten dürfte für die meisten Trappenpoulationen gelten (KOLLAR 2001). Die Überlebensrate der Altvögel war in Südspanien hingegen hoch und lag bei ca. 90 % (LANE & ALONSO 2001).

Die jährliche Nachwuchsrate dürfte der wesentliche demographische Parameter in der Populationsdynamik der Art sein. Ein Reproduktionsrate, die unter 0,15 Jungvögeln/Jahr und Weibchen liegt dürfte zu nieder sein, um eine stabile Population zu gewährleisten (MORALES & MARTIN 2002). Eine Modell-Studie an Balzplätzen in Südspanien zeigte, dass sich die Wahrscheinlichkeit des Erlöschens kleinerer Balzplätze von 88 auf 11 Prozent reduzierte, wenn der Bruterfolg von 0,14 auf 0,26 Jungvögel/Weibchen ansteigt (LANE & ALONSO 2001).

Zur Ortstreue liegen aus Österreich und allgemein aus Mitteleuropa mangels gezielter Markierungsprojekte keine Untersuchungen vor, doch ist wahrscheinlich, dass sich die umfangreichen Daten, die im Rahmen von Studien auf der Iberischen Halbinsel gewonnen wurden, auch auf mitteleuropäische Populationen übertragen lassen. Adulte Männchen nutzen alljährlich dieselben Winter- und Sommereinstände, die Überwinterungsgebiete können sich mit dem Brutgebiet decken, aber auch bis zu 167 Kilometer (im Mittel 82 km) von diesem entfernt liegen (MORALES et al. 2000, ALONSO et al. 2001). Junge Männchen verstreichen im ersten Lebensjahr weiter als Weibchen, maximal wurden Distanzen von 132 und 188 Kilometer festgestellt. Ausgewachsen schließen sie sich Balzplätzen an, die auch mehr als 100 Kilometer vom Geburtsort entfernt liegen können (ALONSO et al. 1998); nur rund 50 % der Männchen kehrten wieder an den Balzplatz zurück, der ihrem Geburtsort am nächsten lag (ALONSO et al. 1995). Junge Weibchen siedeln sich nach einer Dispersionsphase im ersten Lebensjahr in der Regel in der näheren Umgebung des Geburtsortes an und verbleiben dann für den Rest ihres Lebens am angestammten Brutplatz (ALONSO et al. 1995, 1998). In Nordwestspanien zeigten die Weibchen vier verschiedene Dispersionsmuster: (1) solche die zwischen Brutgebiet und Überwinterungsgebiet wanderten (20 %), (2) solche, die ganzjährig im Brutgebiet verbleiben und dieses nur verlassen, um die Balzplätze zur Kopulation aufzusuchen (32 %), (3) solche, die ganzjährig im Brutgebiet verbleiben, das in diesem Fall in der Nähe der Balzplätze liegt (32 %) und (4) solche, die im Überwinterungsgebiet kopulieren und dann ins Brutgebiet wandern (16 %). In dieser Population gibt es also sowohl wandernde als auch völlig sesshafte Weibchen, ein Muster, dass wahrscheinlich auch für andere Brutgebiete zutrifft (ALONSO et al. 2000).

Wanderungen: Die Großtrappe ist in Mitteleuropa Standvogel oder wandert über kurze Strecken hinweg zu den Wintereinständen. In strengen, schneereichen Wintern kann es zu groß-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

räumigen „Winterfluchten“ kommen, welche die Vögel mehrere 100 Kilometer vom Brutgebiet weg führen können (MORALES & MARTIN 2002); so wanderten in solchen Wintern große Teile der Population der Großen Ungarischen Tiefebene nach Italien, aber auch nach Jugoslawien und Griechenland (FARAGÓ 1990 zit. in MORALES & MARTIN 2002).

Die Vögel einer Brutpopulation in Südrussland (Raum Saratov) ziehen hingegen im Herbst rund 1.000 Kilometer in die Winterquartiere nördlich der Halbinsel Krim in der Ukraine und sind damit als ausgesprochene Mittelstreckenzieher zu betrachten (WATZKE et al. 2001).

43.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das heute in viele kleine und oftmals voneinander isolierte Einzelvorkommen zersplitterte Areal der Art zieht sich von der Iberischen Halbinsel und den Nordteil Marokkos im Westen über Mittel- und Osteuropa und die Steppen Zentralasiens ostwärts bis nach Nordostchina und bis ins südliche Ussuriland. Die Vögel im östlichen Asien werden als (schwach differenzierte) Unterart *dybowski*i klassifiziert.

Europa: Das europäische Brutgebiet der Großtrappe ist heutzutage in zahlreiche kleine Einzelvorkommen zerfallen. Die mit Abstand größte Brutpopulation mit derzeit knapp unter 25.000 Exemplaren bewohnt die Hochplateaus der Iberischen Halbinsel (ALONSO et al. 2001). Der Bestand in Russland wird derzeit auf ca. 8.000 Individuen geschätzt (MORALES & MARTIN 2002), derjenige der Türkei auf 3.000-6.000 Vögel (MORALES & MARTIN 2002) und die ungarischen Populationen der Großen Tiefebene umfassten nach einem langjährigen Rückgang 1995 nur noch 1.000-1.300 Exemplare (MORALES & MARTIN 2002). Alle anderen europäischen Länder beherbergen nur mehr kleine Restbestände: in der Ukraine sind es derzeit 430-580 Individuen (ANDRYUSHCHENKO 2002), kleinere Vorkommen finden sich in Österreich und Deutschland (siehe unten). Reliktvorkommen mit jeweils nur mehr einzelnen Vögeln gibt es noch in der Slowakei, in der Vojwodina (Serbien), in Tschechien, in Bulgarien, Rumänien und Moldawien (MORALES & MARTIN 2002).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich zu Beginn der 2000er Jahre auf rund 25.000 Exemplare.

Tabelle: Brutbestände der Großtrappe in der Europäischen Union. Nach Daten von (*) R. RAAB (unveröff.), (**) LITZBARSKI & LITZBARSKI (1996), (***) MORALES & MARTÍN (2002), (****)ALONSO et al. (2003).

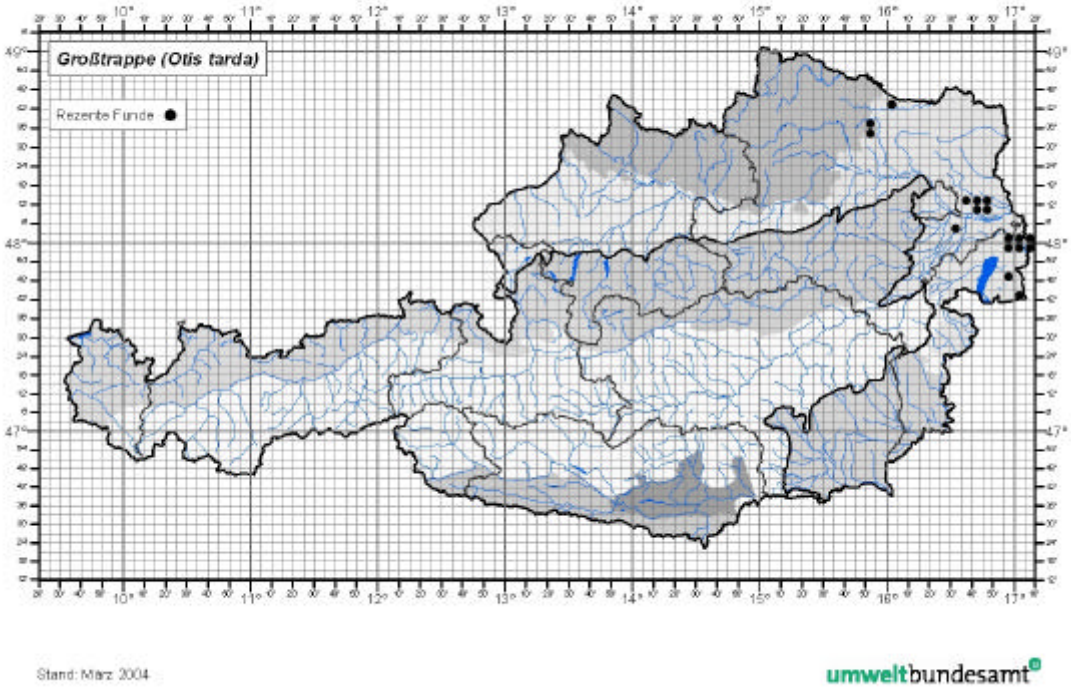
Land	Exemplare	Zeitraum
Österreich	74-140 *	2003
Deutschland	90-100 **	1995
Portugal	1.000-1.100 ***	2001
Spanien	23.000 ****	2001

Österreich/Verbreitung: Es gibt derzeit noch sechs besetzte Brutgebiete der Großtrappe in Österreich, drei davon liegen im nördlichen Burgenland, zwei im östlichen Niederösterreich und eines im Weinviertel.

Österreich/Brutvorkommen: Der österreichische Gesamtbestand lag 2003 bei 51-72 Männchen und 56-68 Weibchen (R. RAAB unveröff.). *Burgenland:* Im nördlichen Landesteil sind drei Brutgebiete erhalten geblieben. Im Hanság lag der Bestand 2003 bei 12 Männchen und vier Weibchen (E. PATAK unveröff.), auf der Parndorfer Platte südlichwestlich von Zurndorf und bei Neudorf brüteten 2003 sechs Weibchen (ein Balzplatz besteht hier schon seit 2 Jahrzehnten nicht mehr) und am Heideboden befindet sich die derzeit größte Population Österreichs im Grenzbereich zur Slowakei und Ungarn mit 16-37 Männchen und 18-30 Weibchen. Eine ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

naue Bestandszahl für Österreich kann hier nicht angegeben werden, da die Brutvögel zwischen Österreich, Ungarn und der Slowakei wechseln (R. RAAB unveröff.). Ein einzelnes brütendes Weibchen fand sich zumindest 2000 und 2001 auch im Seewinkel nordöstlich von Frauenkirchen (E. PATAK unveröff.), möglicherweise ein Relikt des hier ehemals ansässigen Bestandes. *Niederösterreich*: Von einem ehemals viel größeren Brutgebiet sind aktuell nur noch drei Brutplätze besetzt: Im Marchfeld sind 2003 drei Männchen und fünf Weibchen verblieben (R. RAAB unveröff.), auf der Rauchenwarther Platte ein junges Männchen und zwei Weibchen (R. RAAB unveröff.) und im Westlichen Weinviertel 19 Männchen und 21 Weibchen (R. RAAB unveröff.).



43.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: Vulnerable, Europa: SPEC 1, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang I & II

Entwicklungstendenzen: Die Bestände der Großtrappe in Österreich haben im Verlauf des 20. Jahrhunderts bis in die 1990er Jahre hinein dramatisch abgenommen. Nach einer Übersicht in KOLLAR (2001) lag der Bestand um 1940 bei 700-800 Exemplaren, um 1970 bei 150-170 Exemplaren, 1980 waren es ca. 130 Individuen und 1990 nur noch 68-73. Seither ist die gesamtösterreichische Zahl wieder etwas angestiegen, was auf deutliche Zunahmen am Heideboden und im Westlichen Weinviertel zurückzuführen ist. Besonders bemerkenswert ist die Zunahme im österreichisch/ungarischen Grenzgebiet am Heideboden: hier waren im Frühjahr 1990 nur noch 19 Trappen verblieben, nach Stilllegung von mehr als acht Quadratkilometern Ackerfläche auf ungarischer Seite und der Einrichtung von Schutzmaßnahmen auch auf österreichischer Seite hat sich der Bestand 1993 auf 35, 1995 auf 50 1997 auf 85 und 1999 auf 94 Exemplare vergrößert (FARAGÓ et al. 2001). Die Bestandsentwicklung für die einzelnen Brut-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gebiete stellt sich wie folgt dar (jeweils Zahlen für 1970, 1980 und 1990): Heideboden (20, 4, 0), Parndorfer Platte (20-30, 12, 6), Hanság (40-50, ca. 40, 16), Westliches Weinviertel (23-27, 20-22, 15-20), Marchfeld (55, 47, 25), Rauchenwarther Platte (7-8, 2, 4). Drastische Abnahmen gegenüber 1970 gab es also vor allem im Marchfeld, aber auch im Hanság. Mit diesen Bestandsabnahmen waren auch dramatische Arealverluste verbunden, wie ein Vergleich der heutigen Verbreitung mit den Karten in LUKSCHANDERL (1971) zeigt. In Niederösterreich sind allein in den Jahren 1967 und 1975 zwei von damals sechs Vorkommen erloschen (LÜTKENS & EDER 1977), seitdem noch ein weiteres bei Retz.

Gefährdungsursachen: Der Rückgang der Großtrappen-Bestände in Österreich ist durch eine Vielzahl von Faktoren bedingt. Als Art, die in Österreich fast ausschließlich intensiv bewirtschaftete Ackerbaugebiete besiedelt, ist die Großtrappe vor allem durch die Intensivierung der Landwirtschaft bedroht. Durch Bewirtschaftungsmaßnahmen kommt es (ohne Intervention von Seiten des Naturschutzes) häufig zu Brutverlusten durch Störungen brütender Weibchen und direkte Zerstörung von Gelegen und Jungvögeln, durch ein reduziertes Nahrungsangebot im Intensiv-Agrarland kommt es zusätzlich zu geringeren Aufzuchtserfolgen. Weitere schwerwiegende Gefährdungspotentiale bestehen durch Freileitungen im Bereich von Großtrappen-Vorkommen, die vor allem bei Altvögeln zu Verlusten führen können, die sich besonders bei bereits sehr kleinen Populationen dieser an und für sich langlebigen Art gravierend auswirken können. Neben diesen hauptsächlichen direkten Gefährdungsfaktoren wirkt eine Vielzahl anderer Eingriffe (z.B. Störungen durch jagdliche Nutzung, Freizeitnutzung, Auspflanzung von Windschutzstreifen etc.) negativ auf Großtrappen-Vorkommen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine umfassende Darstellung bietet der Aktionsplan zum Schutz der Großtrappe in Österreich (KOLLAR 2001). Es scheint daher nicht erforderlich, an dieser Stelle näher auf die Thematik einzugehen.

43.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Großtrappe in besonderem Maße verantwortlich.

43.1.9 Kartierung

Alle noch bestehenden Großtrappen-Vorkommen in Österreich werden derzeit im Rahmen von Schutzprogrammen alljährlich intensiv beobachtet und auch wissenschaftlich bearbeitet, eine Erörterung des Problemkreises im Rahmen dieser Darstellung ist daher nicht erforderlich.

43.1.10 Wissenslücken

Alle noch bestehenden Großtrappenvorkommen Österreich werden derzeit im Rahmen von Schutzprogrammen alljährlich intensiv beobachtet und auch wissenschaftlich bearbeitet

43.1.11 Literatur

ALONSO, J.C; ALONSO, J.A.; MARTÍN, C.A. & MORALES, M.B. (1995): Range and patterns of Great Bustard movements at Villafáfila, NW Spain. Ardeola 42: 69-76.

ALONSO, J.C. & ALONSO, J.A. (1996): The Great Bustard (*Otis tarda*) in Spain: present status, recent trends and evaluation of earlier censuses. Biological Conservation 77: 79-86.

ALONSO, J.C.; PALACÍN, C. & MARTÍN, C.A. (1996): Status and recent trends of the Great Bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian peninsula. Biological Conservation 110: 185-195.

ALONSO, J.C; ALONSO, J.A.; MARTÍN, C.A. & MORALES, M.B. (1998): Proximate and ultimate causes of natal dispersal in the Great Bustard. Behavioural Ecology 9: 243-252.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ALONSO, J.C; MORALES, M.B. & ALONSO, J.A. (2000): Partial migration, lek fidelity and nesting area fidelity in female Great Bustards. The Condor 102: 127-136.

ALONSO, J.A; MARTÍN, C.A.; ALONSO, J.C.; MORALES, M.B.& LANE, S.J. (2001): Long distance seasonal movements of male Great Bustards (*Otis tarda*) in central Spain. J. of. Field Ornithology 72: 504-508.

ANDRYUSHCHENKO, Y. (2002): Current state of the Great Bustard *Otis tarda* wintering population in south Ukraine. Sandgrouse 24: 109-116.

FARAGÓ, S. (1990): The effect of heavy winters on Bustard (*Otis tarda* L.) populations in Hungary. Àllattanni Közlemènyek 76: 51-62.

FARAGÓ, S.; GICZI, F. & WURM, H. (2001): Management for the Great Bustard (*Otis tarda* L.) in Hungary. Game and Wildlife Science 18: 171-181.

FARAGÓ, S. (1992): Clutch size of the Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary. Aquila 99: 69-84.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

KOLLAR, H.P. (2001): Aktionsplan. Schutz der Großtrappe in Österreich. WWF Österreich, Wien. 100 pp.

LANE, S.J.; ALONSO, J.C.; ALONSO, J.A & NAVESO, M.A. (1999): Seasonal changes in diet and diet selection of Great Bustards in north-west Spain. J. Zool. 247: 201-214.

LANE, S.J. & ALONSO, J.C. (2001): Status and extiction probabilities of Great Bustard (*Otis tarda*) leks in Andalucía, southern Spain. Biodiversity and Conservation 10: 893-910.

LANE, S.J.; ALONSO, J.C. & MARTÍN, C.A. (2001): Habitat preferences of Great Bustard *Otis tarda* flocks in the arable steppes of central Spain: are potentially suitable areas unoccupied? J. Appl. Ecol. 38: 193-203.

LITZBARSKI, H. & ESCHHOLZ, N. (1999): Zur Bestandsentwicklung der Großtrappe (*Otis tarda*) in Brandenburg. Otis 7: 115-121

LITZBARSKI, B. & LITZBARSKI, H. (1996): Einfluß von Habitatstruktur und Entomofauna auf die Kükenaufzucht bei der Großtrappe (*Otis tarda* L., 1758). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 5: 59-64.

LÜTKENS, R. & EDER, F. (1977): Über das schicksal von Randpopulationen der Großtrappe (*Otis tarda* L.) in Niederösterreich. J. Ornithol. 118: 93-105.

LUKSCHANDERL, L. (1971): Zur Verbreitung und Ökologie der Großtrappe (*Otis tarda* L.) in Österreich. J. Ornithol. 112: 70-93.

OSBORNE, P.E.; ALONSO, J.C. & BRYANT R.G. (2001): Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with Great Bustards. J. Appl. Ecol. 38: 458-471.

MORALES, M.B. & MARTÍN, C.A. (2002): *Otis tarda* Great Bustard. BWP Update 4: 217-232.

MORALES, M.B.; ALONSO, J.C.; ALONSO, J.A. & MARTÍN, E. & (2000): Migration pattern in male Great Bustards *Otis tarda*. The Auk 117: 493-498.

MORALES, M.B.; JIGUET, F. & ARROYO, B. (2001): Exploded leks: what bustards can teach us. Ardeola 48: 85-98.

MORALES, M.B.; ALONSO, J.C. & ALONSO, J.A. (2002a): Productivity and female individual breeding success in a Great Bustard *Otis tarda* population. Ibis 194: 293-300.

MORALES, M.B.; ALONSO, J.C.; MARTÍN, C.A., MARTÍN, E. & ALONSO, J.A. (2002b): Male sexual display and attractiveness in the Great Bustard *Otis tarda*: the role of body condition. Journal of Ethology.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MORGADO, R. & MOREIRA, F. (2000): Seasonal and population dynamics, nest site selection, sex-ratio and clutch size of the Great Bustard *Otis tarda* in two adjacent lekking areas. Ardeola 47: 237-246.

REITER, A. S. (1997a): Bestandssituation und Lebensräume der Großtrappe im Weinviertel im Sommerhalbjahr 1996 sowie Vorschläge zur Verbesserung der Habitatsituation. Im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung, Naturschutzabteilung. Wien. 55 pp.

REITER, A. S. (1997b): Beitrag zur Ökologie der Großtrappe im Weinviertel im Sommerhalbjahr 1997 sowie Vorschläge zur Verbesserung ihrer Lebensraumsituation. Im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung, Naturschutzabteilung und des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Wien. 54 pp.

REITER, A. S. (1999): Über das Leben der Großtrappe (*Otis tarda* L.) im Weinviertel (NÖ) im Sommerhalbjahr 1998 sowie im Winterhalbjahr 1998/99: Brutbiologische Daten, Bestandsgröße und -fluktuation, Aktionsräume sowie Habitatsituation. Im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung, Naturschutzabteilung sowie des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Wien. 79 pp.

REITER, A. S. (2001): Welche Aussagekraft besitzen Synchronzählungen aller österreichischen Bestände der Großtrappe (*Otis tarda* L.)?. Egretta 44: 74-88.

WATZKE, H.; LITZBARSKI, H.; OPARINA, O. & OPARIN, M.L. (2001): der Zug der Großtrappen *Otis tarda* aus der region Saratov (Russland) – erste Ergebnisse der Satellitentelemtrie im Rahmen eines Schutzprojektes. Vogelwelt 122: 89-94.

WURM, H. (1993): WWF-Projekt "Großtrappe": Brutbericht 1992. Parndorfer Platte, Heideboden. Gols. 12 pp.

WURM, H. (1994): WWF-Projekt Großtrappe. Brutbericht 1993. Parndorfer Platte, Heideboden, Mosonszolnok. Im Auftrag des WWF Österreich. Gols. 27 pp.

WURM, H. (1995): WWF-Projekt Großtrappe. Winterzählung 1993/94, Brutbericht 1994, Winterzählung 1994/95. Parndorfer Platte, Heideboden, Mosinszolnok. Im Auftrag des WWF Österreich. Gols. 48 pp.

WURM, H. (1996): WWF-Projekt Großtrappe. Brutbericht 1995: Parndorfer Platte, Heideboden, Mosonszolnok. Im Auftrag des WWF Österreich. Gols. 14 pp.

WURM, H. (1997a): WWF - Projekt Großtrappe. Brutbericht 1996: Parndorfer Platte, Heideboden, Mosonszolnok. Im Auftrag des WWF Österreich. Gols. 23 pp.

WURM, H. (1997b): Artensicherungsprogramm Großtrappe. Brutbericht 1997: Parndorfer Platte, Heideboden. Im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie sowie des WWF Österreich. Gols. 20 pp.

WURM, H. (1999): Artenschutzprogramm Großtrappe. Brutbericht 1998: Parndorfer Platte, Heideboden. Im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie sowie des WWF Österreich. Gols. 24 pp.

WURM, H. (2000): Artensicherungsprogramm Großtrappe. A) Winterbericht 1998/99, B) Brutbericht 1999. Parndorfer Platte, Heideboden, Mosonsszolnok. Im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie sowie des WWF Österreich. Gols. 30 pp.

43.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Vier von sechs österreichischen Brutgebieten sind derzeit als SPA ausgewiesen, ein fünftes (Hanság) liegt im Bereich des Nationalparks Neusiedler See –Seewinkel. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch.

43.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

43.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Habitatverfügbarkeit	Der Brachenanteil im Brutgebiet liegt bei mehr als 20 % der Fläche	Der Brachenanteil im Brutgebiet liegt bei 10-20 % der Fläche und nimmt nicht ab (nicht mehr als 10 % in fünf Jahren)	Der Brachenanteil im Brutgebiet liegt bei deutlich weniger als 10 %.
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um 20-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Reproduktionserfolg	Bruterfolg (flügge Jungvögel/Weibchen, Mittelwert für fünf Jahre) > 0,3	Bruterfolg (flügge Jungvögel/Weibchen, Mittelwert für fünf Jahre) 0,15-0,3	Bruterfolg (flügge Jungvögel/Weibchen, Mittelwert für fünf Jahre) < 0,15

43.3 Bewertungsanleitung

43.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

43.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: beide Populationsindikatoren „A“, Habitatindikator nicht „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: beide Populationsindikatoren „C“, ein Populationsindikator „C“, keiner der beiden anderen Indikatoren „A

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

44 A131 *HIMANTOPUS HIMANTOPUS*

44.1 Schutzobjektsteckbrief

44.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Stelzenläufer

Englisch: Black-winged Stilt, Französisch: Echasse blanche, Italienisch: Cavaliere d´Italia, Spanisch: Cigüeñuela común

44.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Recurvirostridae – Stelzenläufer und Säbelschnäbler

Merkmale: Graziler Watvogel, in Europa durch schwarz/weißes Gefieder, extrem lange rote Beine und den sehr feinen, langen geraden Schnabel mit keiner anderen Art zu verwechseln.

44.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Stelzenläufer leben in allen Phasen des Jahres in Gruppen. Zur Brutzeit werden lose Kolonien gebildet, die 10-40 Brutpaare umfassen können, es kommen jedoch (vor allem an den Arealrändern) auch kleinere Gruppen oder Einzelpaare vor. Nach der Brutzeit schließen sich die Familienverbände zu kleinen Gruppen zusammen. Außerhalb der Brutsaison ist die Art fast immer in Trupps anzutreffen, die bis zu 100 und mehr Vögel umfassen können, normalerweise aber nur 5-15 Individuen zählen. Ansammlungen von Nichtbrütern in Südeuropa können Größen von bis zu 1.000 Exemplaren erreichen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983).

Fortpflanzung: Stelzenläufer sind monogam, die Paarbindung währt nur eine Brutsaison. Der Beginn der Brutzeit und die Legeperiode sind in Abhängigkeit von lokalen Gegebenheiten in verschiedenen Teilen des Brutgebiets sehr unterschiedlich. In Südwesteuropa beginnt die Eiablage ab Mitte April, in manchen Gebieten aber erst Mitte Mai. In Mitteleuropa fällt die Legeperiode in der Regel auf den Zeitraum Anfang Mai bis Mitte Juni. Vierergelege sind am häufigsten, seltener sind Nester mit drei und fünf Eiern. Die Bebrütung der Eier dauert 22-25 Tage, Jungvögel sind nach 4-5 Wochen flugfähig und werden 2-4 Wochen nach dem Erreichen der Flugfähigkeit von den Altvögeln unabhängig. Stelzenläufer brüten nur einmal im Jahr (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Stelzenläufer ernährt sich vorwiegend von im Wasser lebenden Wirbellosen. Landinsekten, Spinnen, Mollusken und Würmer spielen nur eine geringe Rolle. Wasserinsekten und deren Larven stellen den größten Anteil der Beutetiere, insbesondere Käfer, Zweiflügler, Köcherfliegen, Ruderwanzen, Libellen, Netzflügler und aquatische Schmetterlingslarven. Daneben werden Kleinkrebse, Froschlaich, Kaulquappen und kleine Fische aufgenommen. Pflanzen spielen nur eine unbedeutende Rolle (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983).

Die Nahrungsaufnahme erfolgt durch schnelle Pickbewegungen von der Wasseroberfläche oder aus dem Wasser sowie von Pflanzen und vom trockenen oder schlammigen Boden. Die Vögel jagen in tieferem Wasser bis zum Bauch eingetaucht, bei der Unterwasserjagd werden bisweilen auch Kopf, Hals und Brust eingetaucht. Kleine Fische werden im seichten Wasser erbeutet, fliegende Insekten im Moment der Landung, aber auch in der Luft gefangen und vor dem Verschlingen in das Wasser getaucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

44.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Stelzenläufer ist eine unspezialisierte Art, die ein breites Spektrum an aquatischen Lebensräumen in offenen Landschaften zu besiedeln vermag. Für die Eignung eines Gewässers als Lebensraum ist in erster Linie das Vorhandensein von Seichtwasserzonen entscheidend. Ein Wasserstand von maximal 20 cm als maximale Tiefe in der die Altvögel noch Nahrung suchen können sollte im größeren Teil des Brutgebiets nicht überschritten werden, zusätzlich müssen nur wenige Zentimeter überflutete Flächen zur Nahrungssuche der Jungvögel sowie vor Prädatoren geschützte Brutmöglichkeiten auf Inseln, Schlamm- und Sandbänken, auf Dämmen oder in der Verlandungsvegetation zur Verfügung stehen. Wichtig ist ferner ein hohes Nahrungsangebot, Brutgebiete des Stelzenläufers sollten daher eine hohe biologische Produktivität aufweisen. Gewässergröße, Salzgehalt des Wassers (obwohl Süßwasser deutlich bevorzugt wird) sowie Vegetationszusammensetzung und Struktur des umliegenden Geländes spielen keine größere Rolle bei der Habitatwahl. Die Nester werden teils in dichter Vegetation, teils auf Sand- und Schlammbänken mit Flecken dichterer Vegetation angelegt. Die Jungenführung erfolgt im Gegensatz zum Säbelschnäbler ebenfalls zumeist in dichter Vegetation. Geeignete Lebensräume für den Stelzenläufer können sowohl an der Küste als auch im Binnenland liegen. Besiedelt werden Flussdeltas, küstennahe Lagunen, Verlandungszonen flacher Seen, temporäre Gewässer in Trockengebieten, Flachwasserbereiche in Sümpfen und Heidegebieten und sehr oft auch oder geradezu bevorzugt „künstliche“ Lebensräume wie Salinen, Reisfelder, Stauseen, Klär- und Fischteiche und Spülflächen. Im Seewinkel brütet der Stelzenläufer in bültiger, unter Wasser stehender Vegetation an den Lackenrändern und in Lackenmitte, in der landseitigen Verlandungszone des Neusiedler Sees sowie in sehr trockenen Jahren auch in Bereichen des Schilfgürtels mit sehr niederen Wasserständen auf großen Seggenbülten und Schilfhaufen. Außerhalb der Brutzeit werden ähnliche Lebensräume genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983, NEVES & RUFINO 1997).

44.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es existieren keine längerfristigen Studien zu Bruterfolg und Mortalität der Art aus Mitteleuropa. Nach den wenigen vorhandenen Befunden zu schließen hängt der Bruterfolg stark von den jeweiligen lokalen ökologischen Bedingungen ab, wobei Austrocknung oder auch Hochwasser zu sehr hohen Brutverlusten führen können. Da die Lebensräume des Stelzenläufers aus ökologischer Sicht sehr instabil sind, ist die Art wenig ortstreu. Stärkere Bestandsschwankungen und räumliche Verlagerungen ganzer Populationen sind immer wieder registriert worden. In Spanien können Brutplätze, die in günstigen Jahren mehrere Hundert oder auch Tausende Brutpaare beherbergen in sehr trockenen Jahren völlig aufgegeben werden. Ausweichbewegungen in solchen Jahren können zu regelrechten Invasionen in Gebiete führen, die außerhalb des regelmäßig besiedelten Areals liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Wanderungen: Der Stelzenläufer ist je nach Lage seines Brutgebiets Stand- oder Strichvogel. Das Überwinterungsgebiet europäischer Brutvögel liegt vorwiegend im tropischen Afrika nördlich des Äquators und in kleinerem Umfang auch im Mittleren Osten. Kleine Bestände verbringen den Winter in Nordafrika (vorwiegend Marokko) und einige wenige Vögel können auch in Südspanien verbleiben. Der Wegzug der Altvögel beginnt in Südwesteuropa Ende Juli, derjenige der Jungen ab Mitte August, die späteste Beobachtungen datieren hier von Anfang September (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Im Seewinkel ist der Abzug in der Regel Ende August abgeschlossen, einzelne Jungvögel können noch bis Mitte September verbleiben (LABER 2003). In Nordafrika werden durchziehende Stelzenläufer im Herbst von Juli bis Ende Oktober, im Frühjahr von Anfang März bis Ende April registriert. Die Brutvögel Südwesteuropas treffen zwischen Ende März und Anfang Mai an den Brutplätzen ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Im Seewinkel sind die ersten Rückkehrer ab Anfang April zu beobachten (LABER 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

44.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Taxonomie der nahezu weltweit verbreiteten Stelzenläufer ist noch nicht endgültig geklärt, die Auffassungen gehen von einer Einteilung in acht verschiedene Arten bis hin zur Zusammenfassung zu einer einzigen Art mit fünf Unterarten (NEVES & RUFINO 1997). Die Nominatform besiedelt ein weitläufiges Areal in der südlichen Paläarktis, im tropischen Asien sowie am gesamten afrikanischen Kontinent inklusive Madagaskar.

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) brütet der Stelzenläufer vorwiegend im Süden und Südosten, einzelne Vorkommen liegen weiter nördlich in England, den Benelux-Staaten sowie in der Kleinen und Großen ungarischen Tiefebene. In den 1990er Jahren brütete die Art in 23 Staaten. Der Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 21.000-37.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen Spanien mit rund 10.000 Paaren und die Türkei mit 5.000-15.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 14.300-16.300 Brutpaare, der Großteil davon findet sich auf der Iberischen Halbinsel.

Tabelle: Brutbestände des Stelzenläufers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

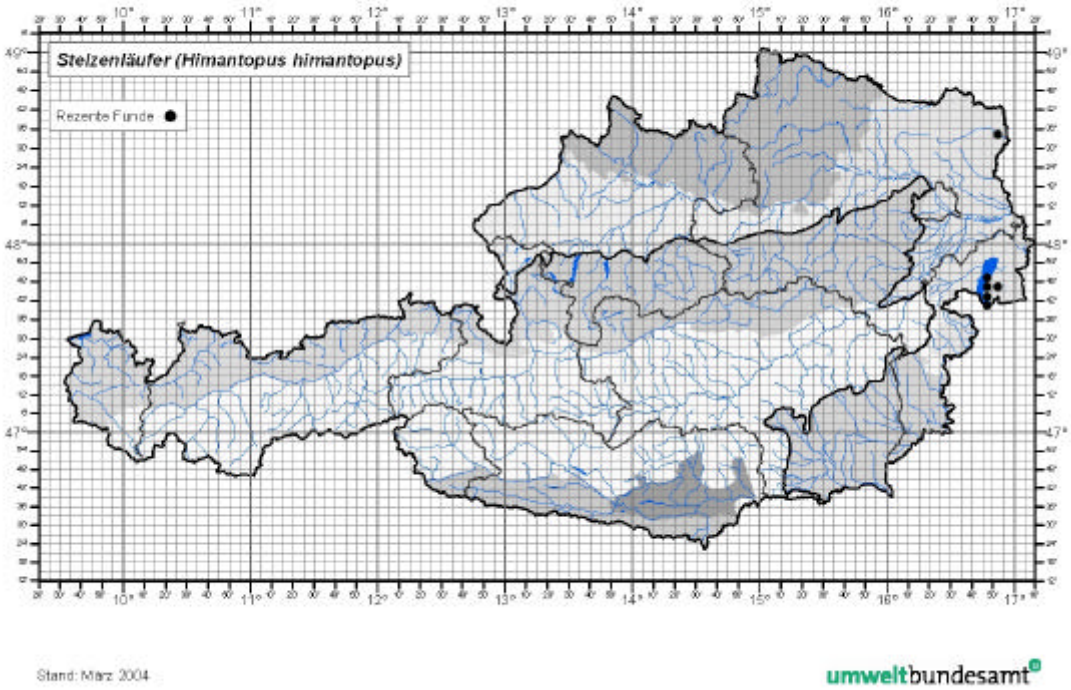
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	10-25	1998-2002
Belgien	0-1	1981-1990
Dänemark	1-1	1994
Deutschland	1-2	
Frankreich	1.850	1996
Italien	900-1.900	1988-1997
Niederlande	0-1	1979
Portugal	1.000-2.000	1990
Spanien	10.410-10.587	1989
Vereinigtes Königreich	0-1	1989-1993

Österreich/Verbreitung: Das einzige regelmäßig besetzte Brutvorkommen Österreichs liegt im Neusiedler See-Gebiet.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland*: Der Stelzenläufer brütet vornehmlich an den ans Ostufer des Neusiedler Sees angrenzenden Lacken sowie im Seevorgelände südlich von Podersdorf. In den trockenen Jahren 2001-2003 kam es auch im seeseitigen Teil des Schilfgürtels bei Illmitz zu Bruten. Der Brutbestand beläuft sich seit 1995 auf 10-25 Paare (LABER 2003).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich:* 2001 erbrütete ein Paar an den Absetzbecken der Zuckerfabrik bei Hohenau vier Jungvögel (ZUNA-KRATKY 2001). *Oberösterreich*: 1989 brütete ein Paar erfolgreich an einem Klärteich in Asten bei Linz (RUBENSER 1990).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



44.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/secure, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Der Stelzenläufer war bis Mitte des 19. Jahrhunderts ein regelmäßiger Brutvogel im Seewinkel, bis in die 1920er Jahre wurden noch einzelne Bruten bekannt, es dürfte sich aber damals um kein regelmäßiges Vorkommen mehr gehandelt haben. Danach war die Art bis zu Beginn der 1950er Jahre nur mehr ein unregelmäßiger Gast im Gebiet. 1952-1955 übersommerten 1-2 Paare, 1956 kam es zu einer erfolgreichen Brut, 1957 bestand Brutverdacht. 1965 kam es im Zuge eines starken Einflugs nach Mitteleuropa zur Ansiedlung von rund 20 Paaren, 1966 brüteten 1-3, 1967 noch ein Paar (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Erst 1981 kam es wiederum zu einer Brut eines Paares (GRÜLL 1982), gefolgt von einer Periode mit alljährlichen Beobachtungen (KOHLER 1991) und einem weiteren Brutnachweis im Jahr 1992 (DVORAK 1992). Dieser Zeitpunkt markierte dann auch den Beginn eines dauerhaften Brutvorkommens im Seewinkel, mit vier Paaren 1993 und 11 Paaren im Jahr 1995 (LABER 2003).

Gefährdungsursachen: Stelzenläufer sind zur Brutzeit sehr empfindlich gegenüber Wasserstandsschwankungen. Durch die im Verlauf der letzten Jahrzehnte stetig fallenden Grundwasserstände und die damit verbundene Austrocknung und nachfolgende Verlandung und Verkrautung verschiedener Lacken ist ein gewisses Gefährdungspotential für den Stelzenläufer gegeben. Wie sich allerdings in den letzten drei Jahren herausstellte, in denen sehr niedrige Wasserstände mit sehr früher Austrocknung im Frühjahr herrschten, hatte die Stelzenläufer-Population auch unter diesen Bedingungen gute Bruterfolge und zeigte sich hinsichtlich der Brutplatzwahl sehr flexibel.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die vom Stelzenläufer seit 1992 genutzten Brutgebiete liegen alle im Bereich des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel und unterliegen damit einem Flächenschutz.

44.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Stelzenläufers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

44.1.9 Kartierung

Bedingt durch die Lebensweise in offenen, übersichtlichen Landschaften sind die Brutbestände der Art leicht visuell zu erfassen. Brütende Vögel sind zumindest zu Beginn der Brutsaison leicht an ihren Nestern zu beobachten, allerdings kann die Erfassbarkeit zu einem späteren Zeitpunkt infolge aufwachsender Vegetation wesentlich erschwert sein.

44.1.10 Wissenslücken

Das Auftreten der Art im Neusiedler See-Gebiet ist gut durch zahlreiche Beobachtungen dokumentiert (ABÖ). Einer ersten überblicksartigen Auswertung zum zeitlichen Auftreten der Art (LABER 2003) sollte allerdings eine detaillierte Zusammenstellung der räumlichen Gebietsnutzung folgen.

44.1.11 Literatur

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 3 Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford. 913 pp.

DVORAK, M. (1992): Erfolgreiche Brut des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Seewinkel. Vogelkundl. Nachr. aus Ostösterreich 3/4: 18-19.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BEZZEL, E. & BAUER, K. (1977) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 895 pp.

GRÜLL, A. (1982): Ein neuer Brutnachweis und die früheren Vorkommen des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Neusiedlerseegebiet. Egretta 25: 13-16.

KOHLER, B. (1991): Zum Auftreten des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Neusiedlerseegebiet 1982-1990. Vogelkundl. Nachr. aus Ostösterreich 2/2: 13-14.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91.

NEVES, R. & RUFINO, R. (1997): *Himantopus himantopus* Black-winged Stilt. Pp 248-249 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

RUBENSER, H. (1990): Erstbrutnachweis des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) für Oberösterreich auf der Kläranlage Asten(Linz. ÖKO-L 12/2: 27-32.

ZUNA-KRATKY, T. (2001): Der erste Brutnachweis des Stelzenläufers in Niederösterreich an den Absetzbecken Hohenau-Ringelsdorf. Vogelkundl. Nachr. aus Ostösterreich 12: 69-71.

44.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Stelzenläufer ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da einerseits der Bestand der Art alljährlich erhoben wird und andererseits die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Habitatindikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben.

44.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

44.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um 21-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

44.3 Bewertungsanleitung

44.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

44.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

45 A132 *RECURVIROSTRA AVOSETTA*

45.1 Schutzobjektsteckbrief

45.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Säbelschnäbler

Englisch: Avocet, Französisch: Avocette élégante, Italienisch: Avocetta, Spanisch: Avoceta

45.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Recurvirostridae – Stelzenläufer und Säbelschnäbler

Größerer Watvogel, in Europa durch schwarzweiße Färbung, dünnem, aufwärts gebogenem Schnabel und lange graublaue Beine unverkennbar und mit keiner anderen Art zu verwechseln.

45.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Säbelschnäbler leben das ganze Jahr über in Gruppen. Zur Brutzeit werden kleine Kolonien geformt, einzeln brütende Paare sind jedoch keine Seltenheit. Größe und Dichte der Kolonien können in weitem Rahmen variieren und umfassen je nach Zahl der vorhandenen Brutpaare oft weniger als 10 Paare, können jedoch in dichten Populationen auch 100, 200 oder mehr Paare zählen. Zur Bebrütungszeit wird bestenfalls ein kleines Nestterritorium verteidigt, nach dem Schlupf der Jungen werden diese in ein günstiges Nahrungsgebiet geführt (diese Wanderungen können auch über weite Distanzen von mehreren Kilometern führen) und dort ein Aufzuchtsrevier gegenüber anderen Vogelarten verteidigt. Außerhalb der Brutzeit treten Säbelschnäbler immer in Trupps auf, die in der Regel bis zu 20-30 Exemplare umfassen, bisweilen aber auch deutlich mehr. Im Spätsommer und im Herbst kommt es zur Bildung großer Mausertrupps (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983).

Fortpflanzung: Säbelschnäbler sind monogam, die Paarbindung währt nur eine Brutsaison. Die meisten Vögel kommen schon verpaart in den Brutgebieten an. Der Beginn der Eiablage ist witterungsabhängig und kann von Jahr zu Jahr um bis zu drei Wochen schwanken. Brutbeginn ab Anfang Mai, die Hauptlegephase fällt in den Mai mit einem Gipfel von Mitte bis Ende Mai. Vierergelege sind weitaus am häufigsten, viel seltener sind Nester mit drei und fünf Eiern; die mittlere Gelegegröße liegt bei 3,8 Eiern. Die Bebrütung der Eier dauert 23-25 Tage, Jungvögel sind nach 5-6 Wochen flugfähig, werden aber noch einige Zeit nach dem Erreichen der Flugfähigkeit von den Altvögeln geführt. Säbelschnäbler brüten nur einmal im Jahr, Ersatzgelege sind jedoch durch die regelmäßigen Nestverluste häufig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Säbelschnäblers besteht fast ausschließlich aus kleinen Wirbellosen, die entsprechend ihrer Häufigkeit erbeutet werden. Zumeist dominieren einige wenige besonders häufige Arten. Zur Brutzeit werden vor allem Würmer, kleine Crustaceen und Insekten gefressen. Unter den Insekten dominieren Larven und Imagines von Dipteren (im Brack- und Süßwasser Chironomiden, Tipuliden und Culiciden), Wasserkäfer und Steinfliegen. Kleine Schnecken und Muscheln werden häufig, in der Regel aber nur in kleiner Zahl und mehr oder weniger zufällig genommen. Als Gelegenheitsnahrung kommen auch andere wasserbewohnende Wirbellose sowie Landinsekten, kleine Jungfische und Pflanzensamen in Frage. An den Lacken des Seewinkels bilden kleine Salzkrebse (*Branchinecta* sp.), Wasserwanzen sowie Larven von Wasserkäfern und Libellen die Hauptbestandteile der Nahrung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Säbelschnäbler gehen ausschließlich im Wasser oder auf feuchtem Schlamm der Nahrungssuche nach, drei Nahrungssuchtechniken lassen sich unterscheiden: Säbeln (Seitwärtsbewegung von Kopf und Schnabel, die gebogene Stelle des leicht geöffneten Schnabels wird durch den Schlick gezogen), Rühren (Kopf dreht sich um eine Vertikalachse, wird seltener gehoben und der Schnabel gleichzeitig um seine Längsachse bewegt) und Picken. Während bei den beiden ersten Methoden die Nahrung taktil geortet wird, wird bei letzterer Sichtjagd auf am Boden oder der Wasseroberfläche sichtbare Nahrung gemacht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

45.1.4 Ökologie

Lebensraum: Der Säbelschnäbler besiedelt nahezu ausschließlich vegetationsfreie oder vegetationsarme Flachgewässer. Obwohl die meisten Brutgebiete im Bereich von salzigen oder Brackwasser führenden Gewässern liegen, ist diese Anhängigkeit nur indirekt, da solche Gebiete von Natur aus nur spärlich von wenigen spezialisierten Pflanzen bewachsen sind und zumeist auch die von der Art bevorzugten Beutetiere in großer Dichte beherbergen. Durch die sehr speziellen Habitatansprüche bedingt brütet der Säbelschnäbler in erster Linie entlang von Meeresküsten wo er Flussdeltas, Lagunen, Polder und Spülflächen besiedelt; seltener sind Brutvorkommen in Salinen. Im Binnenland findet der Säbelschnäbler fast ausschließlich an seichten, nur temporär wasserführenden Salz- und Sodaseen und -lacken sowie an vegetationsarmen Süßwasserseen in Hochebenen geeignete Lebensbedingungen. In manchen Gebieten werden zur Brutzeit auch vegetationsfreie Ackerflächen in unmittelbarer Nähe zu Flachwasserbereichen zur Brut genutzt. Die eigentlichen Brutplätze liegen immer auf nacktem, vegetationsarmen oder -losen Boden sehr nahe am Wasser. Dies ist vermutlich durch den ephemeren Charakter vieler Seichtgewässer bedingt und anderseits Voraussetzung, um die Jungvögel nach dem Schlupf innerhalb kurzer Zeit in geeignete Aufzuchtsbiotope führen zu können. Diese Gebiete müssen für mindestens drei Wochen ausreichend Nahrung und für die Jungen Deckung bieten, ohne aber eine geschlossene Pflanzendecke aufzuweisen. Die Wassertiefen in den Brut- und Aufzuchtsgebieten liegen selten über 13 cm (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983). Im Seewinkel brütet der Säbelschnäbler bevorzugt an jenen Lacken, die sich durch besondere Größe auszeichnen, in weiträumiger Landschaft liegen, über eine abwechslungsreiche Uferlinie (mit Inseln und Halbinseln) verfügen und deren „Weißwassercharakter“ (hohe anorganische Trübe, schlammig-kiesiges Bodensubstrat, Vegetationsarmut) mehr oder weniger intakt geblieben ist (KOHLER 2002).

45.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Untersuchungen zur Populationsdynamik des Säbelschnäblers wurden bereits für verschiedene Populationen an den Meeresküsten Englands, Hollands und Frankreichs durchgeführt. Zum Bruterfolg beispielhaft die folgenden Angaben: In Suffolk/England betrug der jährliche Gesamtbruterfolg 1949-1976 im Durchschnitt 1,2 ± 0,7 Junge/Brutpaar, für die beiden Hauptbrutgebiete Minsmere und Havergate wurden 1972-1988 0,4 und 1,1 Jungvögel/Paar ermittelt (CADBURY & OLNEY 1978). In Holland (Flevoland) wurden für 1973-1975 1,18 (DE BIE & ZIJLSTRA (1985), in Italien 1983-1985 1,3-1,5 (CASINI 1986) und in Frankreich 1976-1979 1,28 juv./Paar ermittelt (WATIER & FOURNIER 1980). Viel niedrigere Werte (jeweils Jungvögel/Paar) ergaben hingegen Untersuchungen 1956-1959 in der Camargue (Südfrankreich) mit 0,55 (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977), in Belgien 1982-1991 mit 0,49-0,51(VAN IMPE 1991) und in Schleswig-Holstein 1988-1997 mit im Schnitt 0,39 (HÖTKER & SEGEBADE 2000). Die Überlebensrate von Alt- und Jungvögeln lag an der Nord- und Ostseeküste bei 40 bzw. 71,8 %, bei holländischen Säbelschnäblern bei 41-50 % für Jungvögel und 72-78 % bei Altvögeln. Bei einer Nachwuchsrate von 1,2-1,6 Jungvögeln/Paar wäre bei einer abgeschlossenen Population eine Überlebensrate von mehr als 80 % erforderlich (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Im Seewinkel wurden 2001 ein Bruterfolg von 0,5-0,8, 2002 ein solcher von 0,6-0,7 juv./Brutpaar ermittelt (KOHLER 2003). Diese Werte lägen unter derjeni-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gen Nachwuchsrate, die zur Erhaltung einer stabilen Population notwendig wären. Allerdings sprechen viele Anzeichen dafür, das die Population des Seewinkels zumindest mit den angrenzenden ungarischen Beständen in Austausch steht; auch die aktuelle rapide Zunahme könnte durch Bestandsverlagerungen verursacht worden sein (KOHLER 2002, 2003, LABER 2003).

Wanderungen: Der Säbelschnäbler ist in den nördlichen Teilen seines Brutgebiets Zugvogel, in den südlichen Teilen Zug- und Strichvogel. Das Überwinterungsgebiet europäischer und westasiatischer Brutvögel umfasst das Mittelmeergebiet, die südliche Kaspische Region, Teile der Arabischen Halbinsel, NW-Indien und Pakistan, Nordafrika, sowie die Küsten und manche Binnenseen Afrikas südlich bis in den Senegal, das Tschadbecken und den Sudan. Weiter südlich in West- und Ostafrika überwinternde Vögel gehören vermutlich vorwiegend der afrikanischen Brutpopulation an. In kleinerer Zahl überwintert die Art auch an der französischen Atlantikküste sowie an den Nordseeküsten Englands, Hollands und Deutschlands. Der Wegzug der Brutvögel beginnt in Nord- und Mitteleuropa Ende Juni und im Juli, im Seewinkel verlassen die letzten Vögel Ende September/Anfang Oktober das Gebiet. Im Oktober und November findet der Abzug von den Rastplätzen an der Nordsee statt. Der Rückzug aus den Winterquartieren beginnt Ende Februar/Anfang März, im Seewinkel treffen bereits Mitte März die ersten Exemplare ein. Spätestens Mitte/Ende April dürfte der Großteil der Brutpopulation angekommen sein. Die bekannten Überwinterungsgebiete der Säbelschnäbler der Seewinkels liegen auf der Iberischen Halbinsel, in Tunesien und auf der Balkanhalbinsel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP & SIMMONS 1983).

45.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutgebiet des Säbelschnäblers umfasst die mediterrane und gemäßigte Zone Europas sowie die Steppen und Wüstengebiete der Westlichen und zentralen Paläarktis. Innerhalb dieses Gebiets ist die Art allerdings sehr disjunkt verbreitet.

Europa: In Europa brütet der Säbelschnäbler an den Küsten der westlichen Ostsee, der südlichen und westlichen Nordsee, an der französischen Atlantikküste sowie im Mittelmeerraum und am Schwarzen Meer. Binnenlandvorkommen sind vor allem auf der Iberischen Halbinsel, in der Großen Ungarischen Tiefebene, in Rumänien und in den Steppen Südrusslands zu finden. In den 1990er Jahren brütete die Art in 24 Staaten. Der Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 35.000-51.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen die Niederlande 8.400-9.400 Paaren, Deutschland mit 6.800-7.000 Paaren, Dänemark mit 5.000 Paaren und Spanien mit rund 4.500 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 31.000-33.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände des Säbelschnäblers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	174-198	1998-2002
Belgien	410-420	1990
Dänemark	5.000	1993-1996
Deutschland	6.800-7.000	1990-1994
Frankreich	2.500	1996
Griechenland	300-500	
Italien	1.200-1.800	1988-1997
Niederlande	8.400-9.400	1989-1991

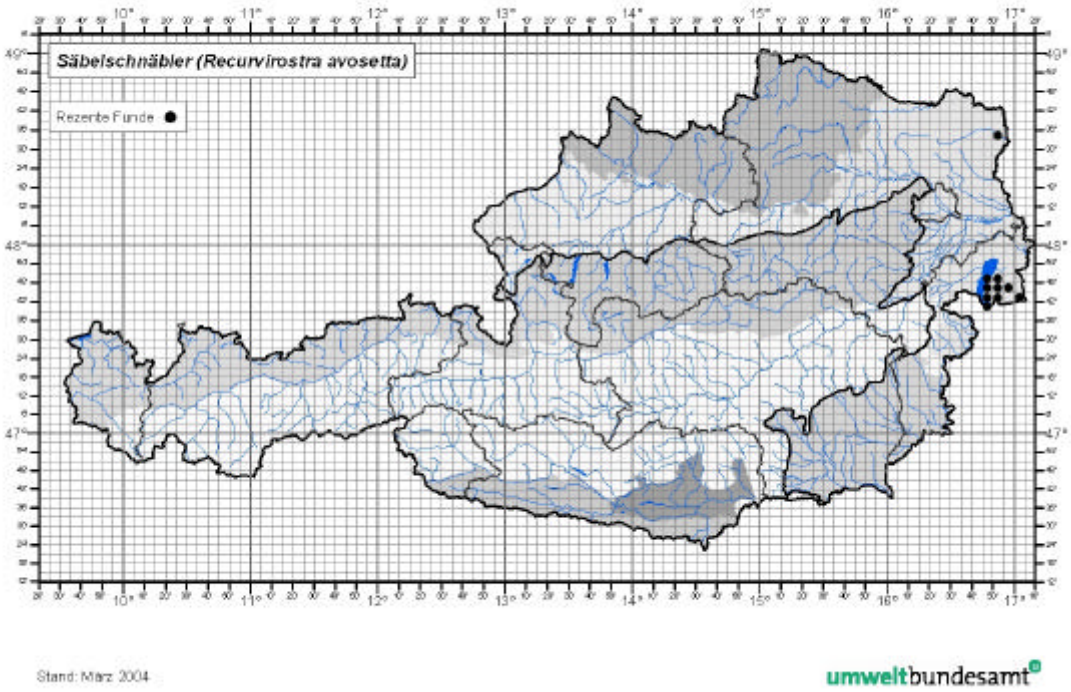
© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Portugal	50-100	1989
Spanien	4.356-4.476	1989
Schweden	1.000-1.200	1990
Vereinigtes Königreich	450-492	1989-1993

Österreich/Verbreitung: Das einzige regelmäßig besetzte Brutvorkommen Österreichs liegt im Neusiedler See-Gebiet.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Der Säbelschnäbler brütet an den Ufern und auf Inseln der weniger stark bewachsenen Lacken des Seewinkels. Aktuelle Bestandszahlen liegen für 2001 mit 188-195 und für 2002 mit 174-183 Brutpaaren vor (KOHLER 2002, 2003).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: Im Mai 1999 kam es zu einer erfolglosen Brut am Kühlteich der Zuckerfabrik Hohenau (ZUNA-KRATKY et al. 2000).



45.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/secure, Rote Liste Österreich: EN (endangered/stark gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Bestandsangaben liegen aus verschiedenen Zeitperioden bereits seit den 1930er Jahren vor, allerdings sind alle diese Zahlen nicht direkt mit den seit den 1980er Jahren erhobenen Zahlen vergleichbar. Für 1934 bis 1976 wird der Brutbestand durchgehend zwischen 30-45 Paaren eingestuft, nur ausnahmsweise sollen auch 60-65 Paare ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

brütet haben (DVORAK et al. 1993). Systematische Zählungen in den Jahren 1984-1988 ergaben dann einen stark schwankenden Brutbestand von minimal 50-54 Paaren (1984) und maximal 92-99 Paaren (1987). 1989 war dann ein neuer Rekordbestand von mindestens 119 Paaren vorhanden (KOHLER & RAUER 1994). Mitte der 1990er Jahre lagen die Bestandszahlen dann wieder auf einem etwas tieferen Niveau mit 45-51 Paaren im Jahr 1994, 54-56 Paaren im Jahr 1995 und 39-40 Paaren im Jahr 1996 (B. KOHLER, G. BIERINGER, M. RIESING unveröff.). 1998 wurde hingegen ein neuer Spitzenwert mit 120-123 Brutpaaren erreicht (KOHLER 2002), auch 1999 lagen die Bestände mit 91-92 Paaren vergleichsweise hoch (B. KOHLER & G. BIERINGER unveröff.). Die Zählungen der Jahre 2001 und 2002 brachten dann aber mit 188-195 bzw. 174-183 Paaren vorher nicht annähernd erreichte Zahlen (KOHLER 2002, 2003).

Gefährdungsursachen: Die Verfügbarkeit geeigneter Brutflächen ist ein entscheidender Faktor, der die Größe des Brutbestandes im Seewinkel wesentlich beeinflusst. Der derzeitige Zustand dieser astatischen Kleingewässer wurde in den letzten Jahrzehnten entscheidend sowohl durch direkte menschliche Eingriffe als auch durch Sukzessionsvorgänge, die indirekt von menschlichen Eingriffen ausgelöst wurden bestimmt. Aus ursprünglich vegetationsarmen Sodalacken sind in vielen Fällen vegetationsreiche, häufig austrocknende sogenannte „Schwarzwasserlacken“ geworden, die für den Säbelschnäbler nur suboptimale Habitate sind und für Bruten in den meisten Jahren nicht in Frage kommen. Diesen offenkundigen Lebensraumverlusten steht allerdings die rezente Vervielfachung des Bestandes entgegen. Es scheint, das durch die rasche Abfolge von sehr nassen Jahren (1996-1998) und sehr trockenen Jahren (2000-2002) für den Säbelschnäbler besonders günstige Habitatbedingungen entstanden sind: Einerseits an manchen Stellen großräumig vegetationsarme Flächen, die für Bruten besonders geeignet sind, andererseits entstehen durch niedere Wasserstände besonders viele Inseln und Flachwasserzonen, die sehr geeignete Brut- und Nahrungsflächen darstellen (KOHLER 2002).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Fast alle vom Säbelschnäbler genutzten Brutgebiete liegen im Bereich des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel und unterliegen damit einem Flächenschutz.

45.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Säbelschnäblers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

45.1.9 Kartierung

Erhebungen des Säbelschnäbler-Brutbestandes im Seewinkel erfolgen durch eine Serie von Simultanzählungen brütender Exemplare in den Monaten Mai und Juni (Details in KOHLER 2002, 2003).

45.1.10 Wissenslücken

Ökologie und Verhalten der Art im Seewinkel sind durch verschiedene Untersuchungen gut bekannt (KOHLER 1997). Die Bestandsentwicklung der Art ist durch seit den 1980er Jahren laufende Monitoring-Programme gut bekannt. Aktuell werden alljährlich Zählungen des Säbelschnäbler-Bestandes im Rahmen eines Projektes des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel durchgeführt. Diese sollten auch über das Ende der Laufzeit (2005) weitergeführt werden.

45.1.11 Literatur

CADBURY, C.J. & OLNEY, P.J.S. (1978): Avocet population dynamics in England. Brit. Birds 78: 102-121.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

CASINI, L. (1986): Nidificazione di Cavaliere d´Italia, *Himantopus himantopus*, ed Avocetta *Recurvirostra avosetta*, nellsalina di Cervia (Ravenna). Riv. Ital. Orn. 56: 181-196.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 3. Oxford University Press, Oxford. 913 pp.

DE BIE, S. & ZIJLSTRA, M. (1985): Kluten *Recurvirostra avosetta* en waterpeil in de Oostvaardersplassen: broeden in een weilige omgeving? Limosa 58: 41-48.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BEZZEL, E. & BAUER, K. (1977) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 895 pp.

HÖTKER, H. & SEGEBADE, A: (2000): Effects of predation and weather on the breeding success of Avocets *Recurvirostra avosetta.* Bird Study 47: 91-101.

KOHLER, B. (1997): Habitatnutzung und Verteilungsmuster des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*, L. 1758) an den Sodalacken des Seewinkels, Burgenland. Phil. Diss. Univ. Wien, 221 pp.

KOHLER, B. (2002): Der Brutbestand des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*) 2001 im Seewinkel. Pp. 21-32 in Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2001. Bericht im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BirdLife Österreich, Wien. 74 pp.

KOHLER, B. (2003: Der Brutbestand des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*) 2002im Seewinkel. Pp. 17-23 in Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2002. Bericht im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BirdLife Österreich, Wien. 75 pp.

KOHLER, B. & RAUER, G. (1994): Limikolen. Pp. 132-177 in: DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91.

VAN IMPE, J. (1991): Overleving, sterfte en trek van in Belgie geringte jonge Kluten (*Recurvirostra avosetta)*. Gerfaut 81: 217-243.

WATIER, J.-M. & FOURNIER, O. (1980): Eléments de démographie de la population d´Avocette (*Recurvirostra avosetta*) de la côte atlantique française. L´Oiseau et RFO 50: 307-321.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

45.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Säbelschnäbler ist nur in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da einerseits der Bestand der Art alljährlich erhoben wird und andererseits die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Habitatindikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben.

45.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

45.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

45.3 Bewertungsanleitung

45.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

45.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

46 A133 *BURHINUS OEDICNEMUS*

46.1 Schutzobjektsteckbrief

46.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Triel

Englisch: Stone Curlew, Französisch: Odicnème criard, Italienisch: Occhione, Spanisch: Alcaraván común

46.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Burhinidae – Triele

Merkmale: Der gut kiebitzgroße Triel weist die Gestalt eines übergroßen Regenpfeifers auf. Aufgrund seiner geduckten, schleichenden Fortbewegungsweise und einer kryptischen Gefiederfärbung ist er auf dem Boden nur schwer zu entdecken. Oberseite und Brust sind überwiegend hell- bis dunkelbraun mit schwarzen Stricheln gefärbt, der Bauch ist weiß. Im Flug sind die schwarz-weiß gemusterten Handschwingen und eine weiße Binde auf dem Armflügel auffällige Kennzeichen. Die großen, markant gelben Augen weisen auf die Dämmerungsaktivität des Triels hin. Die Geschlechter sind nur schwer zu unterscheiden, Männchen lassen sich in der Regel an der deutlicher schwarz begrenzten Flügelbinde erkennen (vgl. GREEN & BOWDEN 1986). Bei Jungvögeln ist u.a. der für die Adulttiere markante Überaugenstreif weniger ausgeprägt. Das vielfältige Rufrepertoire kennzeichnen überwiegend raue bis flötende Pfiffe, der Reviergesang erinnert an das Flöten des Großen Brachvogels und wird v.a in der Dämmerung im April und Mai vorgetragen.

46.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Triele führen im Allgemeinen eine monogame Saisonehe, doch gibt es konkrete Hinweise auf lebenslange Paarbindung bzw. alljährlich erneute Wiederverpaarung der selben Individuen (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977, R.A. HUME in del HOYO et al. 1996). Zur Brutzeit sind Triele territorial, doch werden Nichtbrüter und Jungvögel (aus erster Brut) im Revier geduldet. Außerhalb der Brutzeit neigen Triele v.a. im Spätsommer und Herbst zu größerer Truppbildung. Nachbrutzeitliche Mausertrupps erreichen auch gegenwärtig in dichter besiedelten Gebieten bis zu 300 Individuen (Crau/Frankreich, MALVAUD 1996). Im Marchfeld konnten 2003 nachbrutzeitlich zwischen 22.8. und 14.10. bis zu 14 Triele gemeinsam beobachtet werden (RAAB & BERG 2003). Selbst zur Brutzeit können sich kleinere Trupps zur abendlichen Nahrungssuche oder einer Gruppenbalz zusammenfinden (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977, CRAMP 1983).

Fortpflanzung: Ein- und zweiährige Vögel kommen an ihren Geburtsort zurück und zeigen Balzhandlungen bzw. kommt es zu Verpaarungen. In der Regel brüten aber erst dreijährige Individuen (GLUE & MORGAN 1974, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP 1983). Durch Beringung konnte mittlerweile das mehrfache Brüten einjähriger bzw. regelmäßiges Brüten zweijähriger Individuen nachgewiesen werden (GREEN 1995). Triele kehren bereits verpaart an den Brutplatz zurück bzw. kommt es in der Regel (?) unmittelbar nach der Ankunft zu Verpaarungen (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP 1983). Die Eiablage beginnt 20-35 Tage nach der Ankunft (CRAMP 1983), WESTWOOD (1983) gibt diesbezüglich 11-48 Tage an. Nach BARROS & JUANA (1997) folgt die Phänologie der Eiablage in ihrem Untersuchungsgebiet der Verfügbarkeit potentieller Beutetiere. Das Gelege umfasst nur ausnahmsweise mehr als zwei Eier, die Hauptlegezeit fällt zwischen Ende April und Mitte Mai, fri-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sche Vollgelege sind bis Ende August bekannt (GLUE & MORGAN 1974, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, WESTWOOD 1983). Für England geben BEALEY et al. (1999) als mittleren Ersttag der Eiablage den 20 April an. Das Ausmaß von mehrfach nachgewiesenen Zweitbruten ist unklar. Die Brutzeit beträgt 24-26(27) Tage, Bebrütung findet durch beide Geschlechter statt. Jungvögel sind 36-40 Tage nach dem Schlupf flugfähig und dürften bis dorthin von den Eltern abhängig sein (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, SCOTT 1965 zit. in CRAMP 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: Das Nahrungsspektrum ist überwiegend animalischer Herkunft, doch finden sich vereinzelt auch pflanzliche Reste. Das Spektrum der Beutetiere ist groß und reicht von Arthropoden (Würmern, Spinnen, Asseln) über Insekten (Coleoptera, Orthoptera, Hymenoptera, Lepidoptera usf.) bis zu kleinen Wirbeltieren (Amphibia, Reptilia, Aves, kleine Mammalia) (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Die Zusammensetzung der Hauptbeutetierarten variiert wohl auch vor dem Hintergrund der teils unterschiedlichen ökologischen Bedingungen in den Brutgebieten bzw. in Abhängigkeit vom Angebot: Südengland: Regenwürmer (in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte), bodenbewohnende Arthropoden und Mollusken (GREEN et al. 2000), Crau: Heuschrecken (O. FRITSCH in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977), Südspanien: Rüssel-, Pracht- und Laufkäfer (AMAT 1986), Israel: Gehäuseschnecken (Helicidae, MIENIS 1990). Gezielte Analysen des Nahrungsspektrums fehlen aber vielfach. GREEN & TYLER (1989) beschreiben eine Methode zur Abschätzung der Nahrungszusammensetzung über eine Kotanalyse.

Die Nahrungssuche erfolgt v.a. während der Dämmerung und in der Nacht zu Fuß unterstützt durch gelegentliches Flügelschlagen und Sprünge; zur Zeit der Jungenaufzucht auch tagsüber vermehrter Beutefang. Nahrungs- und Trinkplätze werden auch durch längere Flüge aufgesucht. GREEN in BATTEN et al. (1990) gibt Nahrungsflüge mit 2-3 km Entfernung zum Brutplatz an. Die Beutetiere werden v.a. optisch aber auch akustisch geortet und von der Bodenoberfläche, aus dem Boden oder aus der Luft erbeutet. Auch unter verschiedenen Objekten verborgene Beute wird ausgemacht. Kurzrasige Vegetation und lückig bewachsene Felder werden zur Nahrungssuche bevorzugt. Weideflächen kommt u.a. wegen der wirbellosen Dungfauna als Nahrungsquelle große Bedeutung zu (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, CRAMP 1983, GREEN et al. 2000).

46.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Triel bevorzugt offene und trockene Landschaften mit steppen- oder halbwüstenartigem Charakter. Die Nähe von Feuchtflächen (Feuchtsenken, Sümpfe, Wasserstellen u.ä.) wird wegen ihrer Funktion als Tränken nicht gemieden. Die Brutbiotope finden sich in ebenen oder nur leicht hügeligen Tieflagen (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, M. NIPKOW in HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Nur ausnahmsweise werden Hochlagen bis über 1.000 m Seehöhe besiedelt (vgl. BERLIC 1986). Als wichtigste Brutbiotope werden genannt: ausgedehnte Sand- und Heidelandschaften, Trocken- und Halbtrockenrasen, Karstgelände, steiniges Ödland, Natronböden, ausgetrocknete Flussbette, Kies- und Schotterbänke von Wildflusslandschaften bis hin zu lichten oder degradierten Steppen- und Trockenwäldern bzw. nur temporär nutzbare Aufforstungsflächen auf Magerböden. Im Kulturland brütet der Triel auf sandigen oder steinigen Hackfruchtäckern und Brachen, extensiven Weiden und neuerdings auch in Wein- und Obstgärten (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, NIPKOW 1994, M. NIPKOW in HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Sekundäre Brutstandorte liegen vielfach in Sand-, Schotter- und Tagabbaugebieten, auf militärischen Übungsplätzen oder Flughäfen. In Frankreich liegen 70% der Brutplätze im Kulturland und 15% in (halb)natürlichen Biotopen (MALVAUD 1995). In England verteilen sich die Brutplätze zu je etwa 50 % auf Kulturland bzw. naturnahe Habitate (R.E. GREEN in BATTEN et al. 1990). Lückig bewachsenen Flächen und vegetationslosen Blößen kommt wesentliche Bedeutung als Habitatelemente zu. Typisch sind auch die geringen Distanzen von Brutplätzen zu kurzrasigen Nahrungsflächen, aber eine große

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Distanz zu Straßen, Wegen und Gehölzränder. Weitere Habitateigenschaften sind ein gewisser „Steinigkeitsgrad“ der Böden und eine geringe Strukturierung der Brutplatzumgebung (vgl. NIPKOW 1990, GREEN 1994, BIERINGER 1997, GREEN et al. 2000). Siedlungsdichten und Bruterfolg stehen u.a. in Abhängigkeit von der Bewuchshöhe der Bruthabitate (vgl. GREEN & TAYLOR 1995, GREEN et al. 2000). Dies gilt insbesondere in Ackerhabitaten, wo die Intensivierung des Maisanbaus zu nachteiligen Effekten für den Triel führte. Die Toleranz gegenüber der Vegetationshöhe am Brutplatz ist im April am geringsten (5 cm) und nimmt bis Juni zu (30 cm; vgl. NIPKOW 1988).

46.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: In England lag der durchschnittliche Bruterfolg bei 73 % (n=128, GLUE & MORGAN 1974) bzw. bei 77 % erfolgreich geschlüpfter Jungvögel (n=74, WESTWOOD 1983). Die jährliche Variation (n=8) lag zwischen 54,5 % und 100 % (WESTWOOD 1983). BARROS & JUANA (1997) konnten in einer spanischen Untersuchungsfläche bei jahreszeitlich späteren Gelegen im Gegensatz zu frühen Gelegen eine wesentlich höheren Bruterfolg feststellen, und führen dies auf den geringer werdenden Prädationsdruck aufgrund des zunehmenden Nahrungsangebotes zurück. Die Anzahl flügger Jungvögel/Paar lag in einer zunehmenden Population in England bei 0,69 (GREEN 1995), bei stabilen Populationen aus England bei 0,61, 0,654 und 0,73 (BEALEY et al. 1999 mit Quellenangaben). In der Untersuchungsfläche von WESTWOOD (1983) lag die entsprechende Zahl bei 0,8. Der Bruterfolg im Steinfeld lag in einer zweijährigen Untersuchung bei bemerkenswerten 1,2 flüggen Jungvögeln/Paar und Jahr (BIERINGER 1997). Der Bruterfolg ist im Kulturland stark von landwirtschaftlichen Maßnahmen abhängig (vgl. CHRISTEN 1980, NIPKOW 1988, GREEN 1995), durch entsprechende Schutzmaßnahmen konnte der Bruterfolg um bis zu durchschnittlich 37 % gesteigert werden (GREEN 1988 zit. in GREEN 1995). Der Bruterfolg wurde in einer englischen Untersuchungsfläche durch Prädation durch Füchse (*Vulpes vulpes*) im Wechselspiel mit Alternativbeutetieren (Kaninchen [*Oryctolagus cuniculus*]) gleichfalls wesentlich beeinflusst (BEALEY et al. 1999).

Nistplatztreue ist durch Ringfunde belegt, vor allem die Weibchen scheinen alljährlich dieselben Territorien zu besetzten (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977 mit Quellenangaben, siehe auch GREEN 1995).

Die großflächige Siedlungsdichte schwankt in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot und der Beschaffenheit des Geländes zwischen 0,5-1,3 Brutpaaren/km² (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977). Neuere Dichteangaben aus den französischen Brutgebieten schwanken zwischen 0,2 und 3 Brutpaaren /km² (MALVAUD 1996). Letzterer Wert stammt aus Optimalhabitaten in der Crau. Kleinflächig werden noch höhere Werte mit drei Brutpaaren/30ha (Griechenland, K. WEBER in GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977) bzw. vier Brutpaaren/40 ha (Flussschlinge, Frankreich, R.BLANCHON in MALVAUD 1996) erreicht. NIPKOW (1988) gibt als Optimaldichten (weitgehend konstantes Niveau) 1,09 Paare/km² für eine Probefläche im Elsass mit kleinräumig strukturiertem Kulturland an. In trieltauglichen Kulturlandflächen werden aus England Siedlungsdichten von 0,7 Brutpaaren/km² angeführt (RSBP 1992). Die höchsten Dichten werden in kurzrasigem, halbnatürlichem Grasland bzw. sandigen Heiden mit bis zu sieben Brutpaaren/km² erreicht.

Wanderungen: Vögel der europäischen Populationen sind Teilzieher, einzelne Individuen überwintern bereits in England bzw. regelmäßiger in kleiner Zahl in Frankreich. Die Vögel der spanischen Population sind Standvögel (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977, CRAMP 1983, MALVAUD 1996). Das mitteleuropäische Brutareal wird vollständig geräumt. Die Überwinterungsgebiete liegen im Mittelmeerraum und in NW-Afrika bzw. erreichen Zugvögel der Nominatform Gebiete südlich der Sahara. In Mittel- und Westeuropa streuen die Erstankünfte im Frühjahr über den gesamten März (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977, CRAMP 1983, SANÉ 1999). Aus Frankreich liegen auch Februarbeobachtungen vor (MALVAUD 1996), in Ungarn ist der 10. April das mittlere Erstankunftsdatum (SCHENK 1917 zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1977). In der Schweiz fällt der Höhepunkt des Frühjahrszuges in den April (CHRISTEN 1982). Aus dem Steinfeld sind Erstbeobachtungen etwa von Mitte März bis Anfang April bekannt (BIERINGER 1977). Aus dem Marchfeld liegen Erstbeobachtungen um Ende März/Anfang April vor, doch fehlen in der Regel jahreszeitlich frühere Kontrollen (vgl. RAAB & BERG 2003). Nachbrutzeitliches Zuggeschehen macht sich ab August bemerkbar und erreicht den Höhepunkt im Oktober, doch können bereits im letzten Junidrittel die Brutplätze verlassen werden (vgl. vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1977, CRAMP 1983). Letztbeobachtungen an den Brutplätzen im Marchfeld, die entsprechend vorsichtig interpretiert werden müssen, gelangen in den Jahren 1999 bis 2002 zwischen 4.7. und 22.9. 2003 konnte erstmals ein nachbrutzeitlicher Sammelplatz entdeckt werden, der zwischen 22.8 und zuletzt am 14.10 (weitere negative Nachkontrollen) von bis zu 14 Vögeln besetzt war (RAAB & BERG 2003).

46.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Triel brütet in mehreren Unterarten in der Paläarktis und Orientalis von England südwärts bis Nordafrika und ostwärts durch die Südhälfte Europas bis in die Dsungarei. Im Südosten erstreckt sich das Brutareal über den Vorderen Orient und Indien, einschließlich Sri Lanka bis nach Thailand und Kambodscha (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Europa: Das europäische Brutgebiet weist einen Verbreitungsschwerpunkt im gesamten Mittelmeerraum einschließlich der Kanarischen Inseln auf. Nach Norden erstreckt es sich durch die gemäßigte Zone über große Teile Frankreichs bis Südengland im Westen und durch die Steppenzone über das östliche Mitteleuropa sowie entlang der Schwarzmeerküsten, durch die Ukraine bis ins südliche Weißrussland bzw. den Süden Russlands im Osten (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, M. NIPKOW in HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Mit Ausnahme einiger Populationen Osteuropas sind weite Bereiche des Brutareals von einer rückläufigen Bestandsentwicklung gekennzeichnet. Aktuelle Verbreitung und Bestand sind auf dem Balkan (Kroatien), in Rumänien und in Russland wenig bekannt (vgl. M. HEATH in TUCKER & HEATH 1994). Die englische Population zeigt dank gezielter Schutzmaßnahmen nach massiven Bestandsrückgängen auf unter 100 Brutpaare seit 1985 einen kontinuierlichen Aufwärtstrend mit zuletzt maximal 253 (2000) Paaren (vgl. SIMMS 1994, M. NIPKOW in HAGEMEIJER & BLAIR 1997, OGILVIE 2003).

Europäische Union: Der Brutbestand in der Europäischen Union wird in den 1990er Jahren auf insgesamt 29.000-50.700 Brutpaare (gerundet) geschätzt.

Tabelle: Brutbestände des Triels in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	15-20*	2003
Großbritannien	210	1997
Deutschland	0-5	1987-1993
Frankreich	5.000-9.000	1992
Spanien	22.000-30.000	-
Kanarische Inseln	300-500	-
Portugal	1.000-10.000	1989
Italien	200-500	1988-1997
Griechenland	300-500	-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Verbreitung: Gegenwärtig sind nur mehr zwei Restvorkommen im Osten des Landes in Niederösterreich bekannt. Es handelt sich um die letzten regelmäßig besetzten Brutplätze in Mitteleuropa i.e.S. Aus einem ehemaligen Brutgebiet im Nordburgenland wurden aktuell nur mehr vereinzelte Brutzeitbeobachtungen gemeldet (Archiv BIRDLIFE ÖSTERREICH).

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich:* Zwei seit den 1990er Jahren intensiv kontrollierte Brutpopulationen stellen die letzten, regelmäßig besetzten Brutgebiete Österreichs bzw. Mitteleuropas dar (vgl. BAUER & BERTHOLD 1996). Das bedeutendere Vorkommen findet sich in einem primären, heute stark geschrumpften Steppenrelikt im Steinfeld bei Wiener Neustadt. Teilweise liegen die Brutgebiete in einem militärisch genutzten Sperrgebiet (BIERINGER & BERG 1995, BERG & BIERINGER 2001, BIERINGER & GRINSCHGL 2001). Das bereits im 19. Jahrhundert bekannte und in den 1970er Jahren „wiederentdeckte" Vorkommen (BECK 1886, GLUTZ von BLOTZHEIM et al. 1977) hat sich dank konsequenter Schutzbemühungen in den letzten zehn Jahren fast verdoppelt und räumlich ausgeweitet (siehe Tabelle, vgl. BERG & BIERINGER 1996, GRINSCHGL 1999, BIERINGER et al. 2002). Allerdings ist der frühere Erfassungsgrad unzureichend (vgl. BERG & BIERINGER l.c.), sodass die Zunahme etwas überhöht dargestellt ist. Der aktuell vom Triel besiedelte Lebensraum im Gebiet zwischen Theresienfeld – Sollenau – Neurisshof – Pottendorf und Haschendorf umfasst gegenwärtig etwa 25 km² (G. BIERINGER mündl. Mitt.). Das zweite etwas kleinere Brutgebiet konzentriert sich auf ein etwa 13 km² großes Schotterabbaugelände im zentralen Marchfeld zwischen Deutsch Wagram und Markgrafneusiedl. Das 1994 wieder kontrollierte Brutvorkommen wurde seither kontinuierlich bestätigt und dank intensiver Brutplatzbetreuung kam es zu einer gesicherten Bestandszunahme (vgl. Tabelle und BERG 1995, RAAB & BERG 2003).

Tabelle: Bestandsentwicklung (Anzahl der Paare [Marchfeld] bzw. Reviere [Steinfeld] des Triels in Österreich (nach BERG & BIERINGER 2001, BIERINGER et al. 2002, RAAB & BERG 2003).

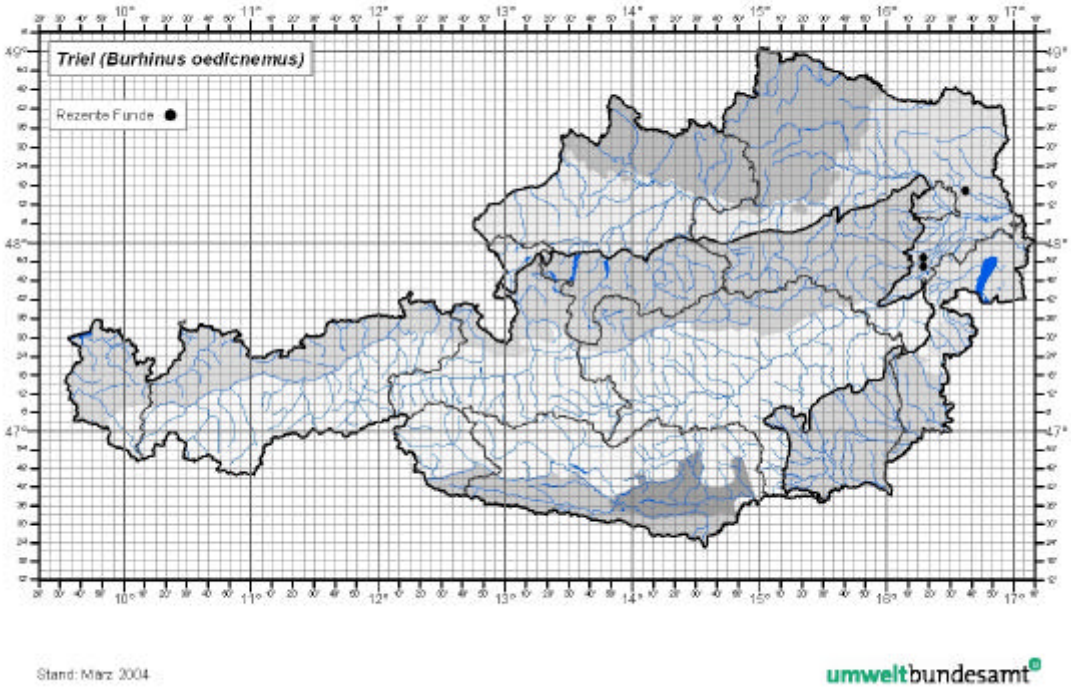
Jahr	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Steinfeld	5-7	5-6	6	6-7	8	8-10	8-10	>9*	>8-9*	>12*
Marchfeld	1-2	1-2	2	>1	3	3	2	3	4	5-6
Ges. Best.	6-9	6-8	8	7-8	11	11-13	10-12	12	12-13	17-18

* der Bestand im Schießplatz Großmittel wurde evt. unzureichend erfasst (G. BIERINGER mündl. Mitt.)

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland:* Gut dokumentiert ist das ehemals ausgedehnte Brutvorkommen im Seewinkel östlich des Neusiedler-Sees, wo um die Mitte des 20 Jahrhunderts. 10-15 Brutpaare bzw. letzte Bruten Ende der 1960er Jahre im Bereich des Seedamms registriert wurden (DVORAK et al. 1993 mit Quellenangaben). Später wurden nur mehr sehr vereinzelt Brutzeitbeobachtungen, zuletzt 2003 >1 Einzelvogel (G. TEBB, Archiv BIRLDIFE ÖSTERREICH), aus diesem Gebiet gemeldet. Ein zweites ausgedehntes Brutgebiet fand sich im Bereich der Schotterrücken der Parndorfer Platte, das zuletzt in den 1960er Jahren mit 2-3 Brutpaaren bestätigt wurde (FESTETICS & LEISLER 1970), doch erstreckte sich noch Anfang der 1970er Jahre dieses Vorkommen bis auf den niederösterreichischen Haidboden, wo zuletzt, zeitlich bereits isoliert, 1985 ein Bruthinweis (Fang eines geschwächten Jungvogels bei Gattendorf/Leitha) bekannt wurde (DVORAK et al. 1987). *Niederösterreich/Wien:* Das Brutgebiet war bis in 1970er Jahre wesentlich ausgedehnter (vgl. DVORAK et al. 1995 mit Quellenangaben). Ein bedeutendes Brutvorkommen beherbergte im 19. Jahrhundert die ehemalige Wildflusslandschaft der Donau von Wien stromabwärts. Noch 1939 werden auf „Heißländen" der Wiener Lobau 3-6 Paare gemeldet (NIETHAMMER 1942). Auch oberhalb Wiens waren aus dem Strombereich im Tullnerfeld und westlich der Wachau Brutvorkommen bekannt (J. DESCHAUER in TSCHUSI 1883: 150, BERG, ZELZ & RÄUSCHL 1995). Wohl als Folge der umfangreichen Flussregulierungen sind sämtliche stromnahen Vor-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

kommen vor Mitte des 20 Jahrhunderts erloschen (vgl. DVORAK et al. 1995). Nördlich anschließend an die Brutgebiete an der Donau beherbergte das Marchfeld bis in die 1970er Jahre Vorkommen mit 2-3 (-5) Brutpaaren zwischen Donau und Russbach bzw. Einzelpaare im Raum Gänserndorf – Strasshof (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Ein wenig dokumentiertes, ausgedehntes (?) Vorkommen fand sich auf ehemaligen Flugsandböden im Raum Obersiebenbrunn – Oberweiden – Schönfeld, das gleichfalls spätestens in den 1970er Jahren erlosch (BERG 2002, mit weiteren Quellenangaben). Ein Vorkommen in der Feuchten Ebene südlich Wien war um 1930 gut bekannt (DOMBROWSKI 1931) und wurde zuletzt 1971 mit einer Brut bei Neureisenberg bestätigt (A. FESTETICS, Archiv BIRDLIFE ÖSTERREICH). *Steiermark:* H. BRUNNER in SACKL & SAMWALD (1997, mit Quellenangaben) verweist auf Brutvorkommen im 19. Jahrhundert an der Mur und ein fragliches Brutvorkommen an der Enns bei Admot. Aus den Jahren 1963-1966 und erneut 1985-1990 wurde ein Vorkommen von 1-2 Paaren auf dem Gelände des Flughafens Graz-Thalerhof bekannt (siehe auch BRANDNER 1992). *Oberösterreich:* Bis Anfang des 20 Jahrhunderts bestand ein donaunahes Brutgebiet im Linzer Feld. Ein letzter Brutnachweis datiert aus 1908. Ein zweites Vorkommen fand sich bis etwa 1913 in den Traunauen und der angrenzenden Welser Heide zwischen Lambach und Wels (vgl .MAYER 1986, SCHUSTER 2001, BRADER & AUBRECHT 2003). *Kärnten:* Lediglich ein Brutnachweis aus 1889 wurde von der Drau bei Lavamünd bekannt (KELLER 1890). Aus den übrigen Bundesländern fehlen Bruthinweise.



46.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Entwicklungstendenzen: Die unterschiedliche Intensität und Methodik in der Erfassung der österreichischen Trielpopulationen in der Vergangenheit lässt kaum einen linearen Vergleich der langjährigen Entwicklung der Bestandszahlen zu. Ohne Berücksichtigung der frühzeitig erloschenen Vorkommen in den randalpinen Flusslandschaften (Donau, Traun, Mur, Drau) lässt sich aber unzweifelhaft ein massiver Arealverlust für den Triel im pannonischen Raum Ostösterreichs feststellen. Das bedeutende Brutvorkommen im Nordburgenland (Neusiedler See-Gebiet, Parndorfer Platte, siehe oben) ist spätestens Anfang der 1970er Jahre erloschen, die Vorkommen im Marchfeld und im südlichen Wiener Becken sind flächenmäßig gleichfalls in diesem Zeitraum stark geschrumpft. Dank intensiver Betreuung der verbliebenen Reliktvorkommen im Steinfeld und zentralen Marchfeld sind die Bestandszahlen in den letzten zehn Jahren auf zuletzt >17-18 Reviere/Paare zwar deutlich angestiegen (siehe Tabelle oben), doch dürfte damit kaum der wahrscheinlich gut doppelt so große österreichische Bestand der 1950/1960er Jahre erreicht sein. Vor dem Hintergrund der spezifischen Habitatansprüche des Triels an seinen Brut- und Nahrungsraum (siehe oben) sind bei zunehmendem anthropogen bedingtem Nutzungsdruck auf die Offenlandschaft und einer allgemein zunehmenden Euthrophierung der Lebensräume (vgl. ELLENBERG 1992) die räumliche Ausweitung bestehender bzw. die Etablierung neuer Brutpopulationen nur bei intensivem, großflächigem Habitatmanagement (wie etwa im zentralen Steinfeld oder im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel) erwartbar, sofern die bestehenden Kernvorkommen überhaupt langfristig abgesichert werden können (siehe Gefährdungsursachen).

Gefährdungsursachen: Erste Bestandsrückgänge in Mitteleuropa bzw. Österreich können mit dem Verlust von geeigneten Brutplätzen in Wildflusslandschaften in Zusammenhang gebracht werden (vgl. REICHHOLF 1989). In der Folge wurden geeignete Brutgebiete durch den Verlust großflächiger extensiver Weidegebiete (Hutweiden), den Rückgang von Ödland und Brachflächen minimiert (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, BAUER & BERTHOLD 1996). Die als Ersatzbrutplätze genutzten Feldkulturen wurden mit beginnender Entmischung, zunehmender Mechanisierung der Bewirtschaftung, geänderter Phänologie im Anbau und geänderter Bewuchshöhe aufgrund von intensivierten Düngergaben gleichfalls unattraktiv (vgl. NIPKOW 1988, SANÉ 1998). Auch nachteilige Biotopveränderungen durch Zunahme der Bewuchshöhe und Verdichtung der Vegetation aufgrund von Euthrophierungserscheinungen in natürlichen Grasländern, Trockenrasen und Heidegebieten sind nachgewiesen (vgl. FETETICS & LEISLER 1970, GREEN & TAYLOR 1995, UHLIG & BAUMGART 1995). Der Nachweis erhöhter Pestizidrückstände in Trieleiern muss letztlich auch als Gefährdungsmoment erwähnt werden (vgl. NIPKOW 1989).

Für das Brutgebiet im niederösterreichischen Steinfeld müssen, wie auch überregional von Bedeutung, die ungünstige strukturelle Entwicklung von landwirtschaftlichen Flächen (Maisäcker), Umbruch und Euthrophierung von Trockenrasen als biotopeinengend angeführt werden (vgl. BIERINGER 1997). Darüber hinaus sind die als Ersatzbrutplätze genutzten Schotterabbauflächen hier, wie auch im Marchfeld, durch teilweise ungünstige Vegetationsbedeckung, zunehmenden Nutzungsdruck und Fremdnutzung (z. B. Motocross-Betrieb, Übungen aller Art, Windkraftanlagen) ohne gezielte Berücksichtigung von Artenschutzerfordernissen gleichfalls unattraktiv. Zusätzliche Gefährdungsmomente stellen Lebensraumfragmentierungen durch Aufforstungen (Windschutzanlagen), Verbauungen, Flughindernisse wie Leitungen und Drahtzäune und insbesondere zwei Straßenbauprojekte in beiden (!) Vorkommensgebieten dar (vgl. BIERINGER et al. 2002, RAAB & BERG 2003). Die anderenorts angeführte nachteilige Bedeutung von Prädatoren (RSBP 1992) dürfte zumindest in der Trielpopulation im Steinfeld, aufgrund des dort festgestellten, vergleichsweise hohen Bruterfolges gegenwärtig nur geringe Relevanz haben (vgl. BIERINGER 1997). Auf dem Zug unterliegen Triele im Mittelmeeraum einem hohen Jagddruck. Die Auswirkungen auf die Populationen sind aber unbekannt (R.A. HUME in del HOYO et al. 1996).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Gezielte Schutzprogramme für den Triel mit wissenschaftlicher Begleitforschung haben sich in England als effizient erwiesen, wenngleich ihre tatsächliche Bedeutung im Einzelfall unklar ist (vgl. GREEN & GRIFFITHS 1994). In jedem Fall sollte vor der Ausformulierung von Schutzmaßnahmen eine Analyse der möglichen Gefährdungsfaktoren erfolgen, wie diese für die Trielpopulation im Steinfeld durchgeführt wurde (BERG et al. 1997, BIERINGER 1997). In erster Linie zielten in beiden österreichischen Vorkommensgebieten des Triels Schutzmaßnahmen auf eine Bestandsicherung durch ein Management bekannter Brutplätze – strukturelle Verbesserung der Nistplätze, Schutz vor Störungen durch landwirtschaftliche Maßnahmen, Schotterabbau und Freizeitaktivitäten – ab. Zur Durchführung dieser Arbeiten muss ein längerfristiges Monitoring der Trielpopulationen und ein intensiver Kontakt mit Landwirten, Abbaubetrieben und zuständigen Behörden gewährleistet werden. In der Folge wurden vorerst nur im Steinfeld, durch gezielte Neuanlage von trielgerechten Brachäckern im Rahmen des ÖPUL-Programmes, eine Wiederaufnahme der Beweidung und anderer flankierender Maßnahmen die flächenmäßige Ausweitung möglicher Brut- und Nahrungsgebiete für den Triel favorisiert, da die gegenwärtige Verfügbarkeit trieltauglicher Habitate als bestandslimitierender Faktor vermutet wurde (vgl. G. BIERINGER in BIERINGER 1999, GRINSCHGL 1999, BIERINGER et al. 2001, 2002, RAAB & BERG 2003). Auch für die kleine, gegenwärtig räumlich sehr beschränkte Trielpopulation im Marchfeld wird eine flächenmäßige Ausweitung des Brutplatzangebotes durch Anlage von „ÖPUL-Trielbrachen“ und Bereitstellung adäquater Brutplätze in anliegenden Schotterabbaugebieten (Untersiebenbrunn) unumgänglich sein. Flankierend sollten habitatgestaltende Maßnahmen für den Triel in Naturschutzprogramme in historischen Vorkommensgebieten (NP Neusiedler See – Seewinkel, Parndorfer Platte) aufgenommen werden, da eine Wiederbesiedlung durch ziehende Individuen nicht unwahrscheinlich ist und unregelmäßige Bruten im ostwärts gelegenen Nahbereich (Moson/Westungarn) bekannt wurden, von wo eine Ansiedlung ausgehen kann (vgl. FARAGÓ 1994, BAUER & BERTHOLD 1996). In diesem Zusammenhang sei auf eine bemerkenswerte Neubegründung einer isolierten Trielpopulation in den Pyrenäen im spanisch-französischen Grenzgebiet (GERLIC 1986). Die Herkunft der Vögel ist ungeklärt.

46.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Triels weder „im besonderem Maße“ noch „stark verantwortlich“.

46.1.9 Kartierung

Zu Erfassung der Reviere (Brutpaare) ist das Verhören der Männchen/Paare zur höchsten abendlichen Rufaktivität am effizientesten. Wesentlichste Erfassungsperiode ist die Zeit von der Ankunft der Brutvögel bis zur Eiablage, im Allgemeinen im April bis in die erste Maidekade in der späten Dämmerung nach Sonnenuntergang und bis nach Einbruch der Dunkelheit (vgl. VOGEL & VOGEL 1972, BIERINGER 1977). Nach SHARROCK (1976 zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977) kann dies allerdings zur Bestandsunterschätzung führen, da die höchste Rufaktivität in England erst in die frühen Morgenstunden (3 Uhr) fallen kann. Rufe sind etwa 800-1.000 m weit zu hören (CHRISTEN 1980). Die empfohlene Verwendung von Klangattrappen (Playback-Methode, MESCHINI 2000) kann nach eigenen Erfahrungen (vgl. auch BIERINGER 1997) zu sehr unzuverlässigen Kartierungsergebnissen führen, da die Bereitschaft zur Antwort bei Trielen recht unterschiedlich ist. Wesentlicher ist die mitunter sehr kurze Phase der abendlichen Rufaktivität zeitgerecht zu erfassen! Der Bruterfolg ist durch optisches Absuchen mit Feldstecher/Fernrohr der Brutreviere in der Regel von Ende Mai an bis in den September unter Beachtung des Verhaltens der Altvögel festzustellen. Auf direkte Nestkontrollen sollte, wegen einer schwer abzuschätzenden Gefährdung der Bruten in der Regel (ohne weiterführende spezifische Fragestellung) verzichtet werden (vgl. BIERINGER 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

46.1.10 Wissenslücken

Die jüngste Bestandsentwicklung in den beiden österreichischen Brutgebieten ist recht gut dokumentiert, allerdings sind mögliche Vorkommen in anderen historisch belegten Brutgebieten (Nordburgenland) nur unzulänglich kontrolliert. Daten zur Ökologie der heimischen Trielpopulationen sind nur kursorisch bekannt und sollten vor dem Hintergrund möglichst effizienter Schutzmaßnahmen weiterhin erhoben werden. Insbesondere sind Angaben zur räumlichen und zeitlichen (Nahrungs)-Habitatnutzung von Interesse (vgl. BIERINGER 1997). Beringungsprogramme zur Untersuchung der Populationsdynamik fehlen (vgl. GREEN 1995).

46.1.11 Literatur

AMAT, J.A. (1986): Information on the diet of the Stone Curlew *Burhinus oedicnemus* in Donana, southern Spain. Bird Study 33: 71-73.

BARROS, C. & JUANA E. de (1997): Exito reproductivo del Alcaravan *Burhinus oedicnemus* en la Serena (Badajoz, Espana). Ardeola 44 (2): 199-206.

BATTEN, L.A., BIBBY, C.J., CLEMENT, P., ELLIOT, G.D. & PORTER, R.F. (1990): Red Data Birds in Britain. T. & A.D. Poyser, London. 349 pp.

BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden. 715 pp.

BEALEY, C.E.; GREEN, R.E.; ROBSON, R.; TAYLOR, C.R. & WINSPEAR, R. (1999): Factors affecting the numbers and breeding success of Stone Curlews *Burhinus oedicnemus* at Proton Down, Wiltshire. Bird Study 46: 129-144.

BERG, H.-M. & BIERINGER, G. (1996): Das Steinfeld: ein vergessener Naturschatz? Vogelschutz in Österr. 12: 4-6.

BERG, H.-M. & BIERINGER, G. (2001): Vorkommen und Bestandsgrößen von Steppenvogelarten im niederösterreichischen Steinfeld. In: BIERINGER, G., BERG, H.-M. & SAUBERER, N. (wiss. Red.): Die vergessene Landschaft – Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 211-231.

BERG, H.-M. (1995): Zentrales Marchfeld. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 141-151.

BERG, H.-M. (2002): Vogelfauna ausgewählter Sandstandorte im Marchfeld. In: WIESBAUER, H. (Hrsg.): Naturkundliche Bedeutung und Schutz ausgewählter Sandlebensräume in Niederösterreich. Bericht zum LIFE-Projekt „Pannonische Sanddünen“. Amt d. NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 126-143.

BERG, H.-M.; BIERINGER, G. & GRINSCHGL, F. (1997): Grundlagen zum Schutz der Trockenrasen und ihrer Lebensgemeinschaften im Nö. Steinfeld. 2 Jahresbericht der AG Steinfeld / BirdLife Österreich, Leobersdorf. 60 pp. + Anhang

BERG, H.-M.; ZELZ, S. & RÄUSCHL, G. (1995): Wachau - Jauerling. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 177-188.

BIERINGER, G. (1997): Bestandslimitierende Faktoren in einer Reliktpopulation des Triels (*Burhinus oedicnemus*) im südöstlichen Niederösterreich. Dipl .Arb. Univ. Wien, Leobersdorf. 43 pp.

BIERINGER, G. (1999): Artensicherungsprogramm Triel (*Burhinus oedicnemus*) – Fachliche Begleitung. In: BIERINGER, G.: 4. Jahresbericht der Arbeitsgruppe Steinfeld / BirdLife Österreich, Leobersdorf: 3.

BIERINGER, G.; BERG, H.-M.; FRANK, G. & RAAB, R. (2001): Artenschutzprojekt Triel, BirdLife Österreich, Wien. 7 pp. + Anhang.

BIERINGER, G.; BERG, H.-M.; FRANK, G. & RAAB, R. (2002): Artenschutzprojekt Triel, BirdLife Österreich, Wien. 10 pp. + Anhang.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & G. AUBRECHT (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

BRADNER, J. (1992): Prlivak *Burhinus oedicnemus* na austrijskem Stajerskem. Stone Curlew *Burhinus oedicnemus* in Austrian Styria. Acrocephalus 13 (55): 178-179.

CHRISTEN, W. (1980): Entwicklung und Ökologie der Trielpopulation *Burhinus oedicnemus* im Elsaß. Orn. Beob. 77: 201-208.

CHRISTEN, W. (1982): Der Durchzug des Triels *Burhinus oedicnemus* in der Schweiz. Orn. Beob. 79: 214-216.

CRAMP, St. (1983): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press, Oxford. 67-80 [*Burhinus oedicnemus* Stone Curlew].

DOMBROWSKI, R. Ritter v. (1931):Ornis Niederösterreichs. Die Vogelwelt Niederösterreichs. Unpubl. Mskr. 836 pp. [hinterlegt im Naturhistorischen Museum Wien]

DVORAK, M.; GRÜLL, A. & KOHLER, B. (1987): Verbreitung und Bestand gefährdetr oder ökologisch wichtiger Vogelarten im Neusiedlerseegebiet 1985. BFB-Bericht 60: 1-23.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

ELLENBERG, H. (1992): Euthrophierung als wesentliches „Hintergrund-Problem" für wildlebende Organismen in Mitteleuropa. In: GEMMEKE, H. & ELLENBERG, H. (Hrsg.): Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung. Mitt. Biol. Bundesanstalt Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, 280: 73-94.

FARAGÓ, S. (1994): Nesting of Stone Curlews (*Burhinus oedicnemus*) on the Moson Plain. Aquila 101239-241.

FESTETICS, A. & LEISLER, B. (1970): Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedler See-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund-Reservates Seewinkel (III. Teil Möwen- und Watvögel). Wiss. Arb. Bgld. 44: 301-386.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GERLIC, B. (1986): Installation et expansion de l'Oedicnème criard *Burhinus oedicnemus* en Cerdagne (Pyrénées-Orientales). L'Oieseau et R.F.O. 56 : 296-300.

GLUE, D. & MORGAN R. (1974): Breeding Statistics and Movements of the Stone Curlew. Bird Study 21 (1): 21-28.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K. & BEZZEL, E. (1977): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 893 pp.

GREEN, R.E. & BOWDEN, C.G.R. (1986): Field characters for ageing and sexing Stone-curlews. British Birds 79 (9): 419-422.

GREEN, R.E. (1994): Use of preferred nesting habitat by stone curlews *Burhinus oedicnemus* in relation to vegetation structure. J. Zool. London 233: 457-471.

GREEN, R.E. (1995): Monitoring of Stone Curlew numbers and breeding success. In: CARTER, St. (ed.): Britain's Birds in 1991-92: the conservation and monitoring review. BTO/JNCC, Thetford & Peterborough, 138-141.

GREEN, R.E. & GRIFFITHS, G.H. (1994): Use of preferred nesting habitat by stone curlews *Burhinus oedicnemus* in relation to vegetation structure. J. Zool. London 233: 457-471.

GREEN, R.E. & TAYLOR, C.R. (1995): Changes in Stone Curlew *Burhinus oedicnemus* distribution and abundance and vegetation height on chalk grassland at Porton Down, Wiltshire. Bird Study 42: 177-181.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GREEN, R.E.; TYLER, G.A. & BOWDEN, C.G.R. (2000): Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicnemus*) in southern England. J. Zool. London 250: 161-183.

GRINSCHGL, F. (1999): Artensicherungsprogramm Triel. Jahrestätigkeit 1999, AGST/BirdLife Österreich. Unpubl. Bericht, Wien. 68 pp.

HAGEMEIJER, W.J.M. & BLAIR, M.J. (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & A. D. Poyser, London, 903 pp.

HOYO, J. del; ELLIOTT, A., SARGATAL, J. (1996): Handbook of the Birds of the World. Vol. 3, Hoatzins to Auks. Lynx Edicions, Barcelona: 348-363 [Burhinidae, Thick-Knees].

KELLER, F.C. (1890): Ornis Carinthiae. Die Vögel Kärntens. Naturhistor. Landesmuseum von Kärnten, Klagenfurt. 332 pp.

MALVAUD, F. (1995): L'Oedicneme criard *Burhinus oedicnemus* en France: réparation et effectifs. Ornithos 2 (2): 77-81.

MAYER, G.Th. (1986): Oberösterreichs verschwundene Brutvögel. Jb. Oö. Mus.-Ver. 131: 129-155.

MESCHINI, A. (2000): Il compartamento territoriale dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* in ambienti fluviali dell'Italia centrale. Avocetta 24 (1): 19-24.

MIENIS, H.K. (1990): Predation on landsnails by the Stone Curlew: *Burhinus oedicnemus*, in Israel / Molusca, Gastropoda – Aves, Charadriiformes. Soosiana 18: 35-41.

NIETHAMMER, G. (1942): Handbuch der deutschen Vogelkunde. Band III. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig. 568 pp.

NIPKOW, M. (1988): Auswirkungen des landwirtschaftlichen Strukturwandels auf die Bestandsentwicklung der elsässischen Trielpopulation (*Burhinus oedicnemus*). Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 14 (3): 779-787.

NIPKOW, M. (1989): Rückstände chlororganischer Verbindungen in Gelegen des Triels *(Burhinus oedicnemus)* im Elsaß. J. Orn. 130: 79-82.

NIPKOW, M. (1990): Habitatwahl des Triels (*Burhinus oedicnemus*) im Elsaß. J. Orn. 131: 371-380.

NIPKOW, M. (1994): Potentielle Brutbiotope des Triels *Burhinus oedicnemus* (L., 1758) im Land Brandenburg und ihre gegenwärtige Bedeutung. Natursch. U. Landschaftspfl. Brandenburg 3: 27-32.

OGILVIE, M. (2003): Rare breeding birds in the United Kingdom in 2001. British Birds 96: 476-519.

RAAB, R. & BERG, H.-M. (2003): Artensicherungsprogramm Triel – Projektgebiet Marchfeld. Unpubl. Studie, Deutsch Wagram, 21 pp.

REICHHOLF, J. (1989): Warum verschwanden Lachseeschwalbe *Gelochelidon nilotica* und Triel *Burhinus oedicnemus* als Brutvögel in Bayern? Anz. Orn. Ges. Bayern 28 (1): 1-14.

RSBP (1992): Species Action Plan 0459 Stone Curlew *Burhinus oedicnemus*. A Red Data Bird. 30 pp.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SANÉ, F. (1998): L'Odicnème criard (*Burhinus oedicnemus*) en Alsace: Réparation, densité, évolution de la population. Ciconia 22 (1) : 1-17.

SANÉ, F. (1999): Dates d'Arrivée, de Départ et Phénologie du Rassemblement postnuptial de l'Oedicneme Criard (*Burhinus oedicnemus*). Ciconia 23 (2) : 41-50.

SCHUSTER, A. (2001): Die Brutvogel- und Heuschreckenfauna der Schotterterrassen der Welser Heide (Oberösterreich) im Vergleich mit dem Steinfeld (Niederösterreich). In: BIERINGER, G., BERG, H.-M. & SAUBERER, N. (wiss. Red.): Die vergessene Landschaft – Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 61-72.

SCOTT, R.E. (1965): Some observations on the Stone Curlew at Dungeness. Bird Notes 31: 261-265.

SIMMS, E. (1994): On stony ground. Birdwatch 22: 24-26.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

TSCHUSI, V. Ritter v. (1883): I. Jahresbericht (1882) des Comités für ornithologische Beobachtungs-Stationen in Oesterreich und Ungarn. Ornithologischer Verein Wien, Wien, 201 pp.

TUCKER, G.M. & HEATH, M. (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series 3, BirdLife International, Cambridge, 600 pp.

UHLIG, R. & BAUMGART, W. (1995): Verbreitung und Bestand des Triels *Burhinus oedicnemus* in Bulgarien. Vogelwelt 116: 11-17.

VOGEL, P. & VOGEL, Ch. (1972): Zur Ökologie und Verbreitung des Triels *Burhinus oedicnemus*

WESTWOOD, N.J. (1983): Breeding of Stone-curlews at Weeting Heath, Norfolk. British Birds 76: 291-304.

46.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die gegenwärtig zwei einzig bekannten Vorkommen Österreichs sind in einem Fall durch ein ausgewiesenes SPA (Steinfeld) im anderen Fall durch ein geplantes SPA (Marchfeld) flächenmäßig abgedeckt1. Einzelvorkommen und Gebietsebene wären damit ident. Zur Statusbeurteilung wird gegenwärtig die Verwendung der Populationsindikatoren "Bestandsentwicklung" und "Bruterfolg" empfohlen. Mittelfristig sollte auch eine quantitative Einbeziehung von indikatorischen Habitatparametern angestrebt werden. Als besonders geeignet wird die verfügbare Fläche mit kurzrasiger Vegetation (Weideflächen u.ä., vgl. GREEN & GRIFFITHS 1994) bzw. die Länge der Wald- und Gehölzränder im Vorkommensgebiet angesehen (G. Bieringer mündl. Mitt., BIERINGER 1997). Vorerst kommen diese Kriterien nur in vereinfachter Form zur Anwendung.

46.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

46.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Habitatbeeinträchtigung	Die Gehölzfläche (Windschutzanlagen, Wald-/Forstflächen) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets ab	Die Gehölzfläche (Windschutzanlagen, Wald-/Forstflächen) bleibt seit der Ausweisung des Gebiets gleich	Die Gehölzfläche (Windschutzanlagen, Wald-/Forstflächen) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets zu
Habitatverfügbarkeit	Der Anteil kurzrasiger Flächen (extensiv beweidete Trocken- und Halbtrockenrasen, Trockenbrachen u.ä.) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets zu	Der Anteil kurzrasiger Flächen (extensiv beweidete Trocken- und Halbtrockenrasen, Trockenbrachen u.ä.) bleibt seit der Ausweisung des Gebiets etwa gleich	Der Anteil kurzrasiger Flächen (extensiv beweidete Trocken- und Halbtrockenrasen, Trockenbrachen u.ä.) nimmt seit der Ausweisung des Gebiets ab
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu und liegt bei mehr als 20 Paaren	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um 20- 50 % zu	Der Bestand ist seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um mehr als 20 % ab

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Bruterfolg	Der Bruterfolg liegt im zehnjährigen Mittel über 0,78 juv./Brutpaar und bleibt stabil oder steigt	Der Bruterfolg bleibt stabil und schwankt im zehnjährigen Mittel um weniger als 20 % um 0,78 juv./Brutpaar	Der Bruterfolg fällt im zehnjährigen Mittel um mehr als 20 % unter 0,78 juv./Brutpaar

46.3 Bewertungsanleitung

46.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

46.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“, mindestens ein Habitatindikator „A“, kein Habitatindikator „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle kombinationen, die nicht Erhaltungszustand „A“:oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Einer der beiden Populationsindikatoren „C“, der andere nicht „A“, ein Habitatindikator „C“ der andere nicht „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

47 A139 *CHARADRIUS MORINELLUS*

47.1 Schutzobjektsteckbrief

47.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Mornellregenpfeifer

Englisch: Dotterel, Französisch: Pluvier guignard, Italienisch: Piviere tortolino, Spanisch: Chorlito carambolo

47.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Charadriidae – Regenpfeifer

Merkmale: Im Brutkleid durch die Kombination von rostroter Brust, schwarzem Bauch und schmalem weißen, oben durch dünne schwarze Linie begrenzten Brustband sowie dunklem Scheitel mit breitem hellen Überaugenstreif unverwechselbar. Im Schlichtkleid Brust und Flanken gräulich mit gelblichem Ton, Oberseite schiefergrau mit rotgelben Säumen. In allen Kleidern sind der breite, weiße oder gelbliche Überaugenstreif, das weißliche Brutband sowie die einfarbig grauen Oberflügel charakteristisch und unterscheiden den Mornellregenpfeifer von ähnlichen Arten.

47.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Zur Brutzeit besetzt der Mornellregenpfeifer zwar Reviere, zur Nahrungssuche können sich die Vögel allerdings außerhalb der Reviere zu kleinen Gruppen zusammenfinden. Die Reviere liegen für gewöhnlich so weit auseinander, dass zwischen ihnen Freiräume bleiben, die von nichtbrütenden und brutfreien Exemplaren zur Nahrungssuche genutzt werden. Außerhalb der Brutzeit tritt die Art in kleinen Trupps von zumeist 3-6, maximal 20 Individuen auf, während des Zuges kann es auch zur Bildung größerer Trupps von 30-80 und mehr Vögel kommen. Im Winterquartier kommen auch Gruppen von mehreren Hundert Exemplaren vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976, CRAMP & SIMMONS 1983).

Fortpflanzung: Mornellregenpfeifer sind monogam oder sukzessiv polyandrisch, dass heißt ein Weibchen legt mehrere Gelege mit verschiedenen Männchen. Die Vögel kommen in den Alpen in kleinen Trupps von 3-6 Exemplaren (seltener allein oder zu zweit) in den Brutgebieten an. Die Verpaarung beginnt erst einige Tage nach der Ankunft. Die Eiablage beginnt 5-25 Tage nach dem Entreffen am Brutplatz, in vom Wetter begünstigten Jahren schon Anfang Mai, ansonsten Mitte-Ende Mai. Mornellregenpfeifer führen eine Jahresbrut durch, manche Weibchen können aber mit verschiedenen Männchen auch zwei oder drei Gelege produzieren; bei Verlusten sind Nachgelege möglich. Erstgelege in den Alpen bestehen fast immer aus drei, Nachgelege oft nur aus zwei Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976). 93 Gelege in Finnland bestanden immer aus drei Eiern (PULLIAINEN & SAARI 1992), ebenso 61 Gelege aus Schottland (WATSON 1989) und in Nordengland lag der Durchschnitt von 90 Gelegen bei 2,85, Dreiergelege betrafen hier 76,7 % aller Fälle (STROGWER 1998). Die Bebrütung dauerte bei 15 finnischen Nestern 23-29 Tage, im Mittel 25,7 Tage (PULLIAINEN & SAARI 1992), die Jungvögel werden im Alter von 26-30 Tagen flügge. Die Führung der Jungen obliegt dem Männchen, manche Weibchen beteiligen sich aber in mehr oder minder hohem Ausmaß (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Mornellregenpfeifers besteht im Brutgebiet vorwiegend aus Insekten, die in der Regel vom Boden aufgenommen, aber auch von der Vegetation abgelesen oder aus der Luft gepickt werden. Wie bei allen Regenpfeifern ist der Anteil

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

hart gepanzerter Rüssel-, Blatt-, Laufkäfer- und Schnellkäfer groß. Nach den Käfern scheinen Dipteren-Imagines die zweite Stelle einzunehmen. Andere Insektengruppen, wie Schmetterlinge, Heuschrecken, Ohrwürmer, aber auch Spinnentiere, Schnecken und Würmer, spielen eine nur untergeordnete Rolle. In meist geringem Anteil, aber anscheinend ganz regelmäßig und durchaus absichtlich wird daneben auch etwas pflanzliche Nahrung (Blätter, Blüten und Beeren, nur begrenzt auch Samen) aufgenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976). Im Schottischen Hochland bestand die Nahrung von Altvögeln zu 75 % aus Käfern, zu 10 % aus Zweiflüglern und zu 14 % aus Wanzen, Hautflüglern, Spinnen, und Weberknechten. Bei Jungvögeln lag der Anteil der Käfer hingegen nur bei 24 %, sie ernährten sich überwiegend von Hautflüglern (Blattwespen), die 48 % der Nahrung ausmachten (GALBRAITH et al. 1993): Skandinavische Brutvögel zeigten eine ganz ähnliche Nahrungszusammensetzung, doch wurden hier größere Anteile an Hautflüglern und Beeren festgestellt (PULLIAINEN 1970, BYRKJEDAL 1989).

47.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Mornellregenpfeifer brütet sowohl in seinen nordischen als auch in den alpinen Brutgebieten oberhalb der Baumgrenze. Brutgebiete der Art sind weiträumig flach oder höchstens sanft gewellt, sie liegen auf ausgedehnten Plateaus mit breiten, langgezogenen Rücken. Des weiteren sollte das Gelände mit Steinen durchsetzt sein und stellenweise vegetationsarme oder vegetationslose Grus- oder Schotterflächen sowie eine niedere, nicht geschlossene Vegetationsdecke aufweisen. Die Vorkommen der Ostalpen liegen fast alle in Kristallingebirgen, deren Topographie den Ansprüchen des Mornellregenpfeifers viel besser entspricht als Kalkberge. Die an den Brutplätzen vorherrschenden Pflanzengesellschaften sind der Krummseggenrasen (Caricetum curvulae) und der Gemsheiderasen (Loiseleurietum procumbentis), die in Abhängigkeit von der Ausprägung des Geländes in enger Verzahnung auftreten können. Die Brutgebiete der Ostalpen liegen in Höhen zwischen 1.750 und 2.000 Metern. Die Nester finden sich an ebenen oder flach geneigten Stellen in lückiger, ganz niedriger Vegetation (in der Regel neben einem einzelnen Stein), nur selten in reinem Grus oder auf fast vegetationslosem flachem Fels (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976, BRUNNER 1992).

47.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Angaben zu Bruterfolg und Sterblichkeit sind bislang rar. In Schottland schwankte der Bruterfolg in 14 Untersuchungsgebieten zwischen 0,1 und 1,2 Jungvögeln/Altvogel und lag im Mittel bei 0,51 Jungvögeln/Altvogel (WATSON & RAE 1987). In Finnland flogen aus 69 von 78 Nestern Jungvögel aus, der Bruterfolg lag hier mit 81 % sehr hoch (PULLIAINEN & SAARI 1992). In Norwegen gingen hingegen 47,4 % der Nester durch Beutegreifer verloren (BYRKJEDAL 1987).

Studien in Schottland belegten, dass Mornellregenpfeifer nur eine sehr gering ausgeprägte Ortstreue zeigen und dass etwa die skandinavischen und schottischen Populationen in regem Austausch miteinander stehen (WHITFIELD 2002). Andererseits gibt es in Schottland markante Unterschiede zwischen einzelnen Brutgebieten, in manchen zeigen zumindest die Männchen eine hohe Brutplatztreue und auch die Jungvögel kehren an den Geburtsort zurück. In anderen Gebieten liegen die Verhältnisse wiederum genau umgekehrt (WHITFIELD 2002). Für die Brutpopulation der Ostalpen wurde durch Beringung nachgewiesen, dass die Vögel auch über mehrere Jahre hinweg an ihre Brutplätze zurückkehren, ob es allerdings auch Zuzug von Individuen der nördlichen Brutgebiete gibt, muss offen bleiben (HABLE 1980).

Die Siedlungsdichten schwankten in Schottland im Rahmen der nationalen Zählung 1999 zwischen 0,13 und 2,13 Männchen/km² (WHITFIELD 2002), in Finnisch-Lappland wurden großflächig 1,7 Paare/km² gezählt. In einem kleineren Untersuchungsgebiet von 58 ha schwankte der Bestand 1969-1992 zwischen einem und 10 Paaren, dies entspräche einer maximalen Dichte von 17 Paaren/km² (PULLIAINEN & SAARI 1992). In den Ostalpen brütet die Art vorwiegend

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

einzeln, in wenigen Fällen wurden Nestabstände von bis zu 100 m festgestellt. Am Zirbitzkogel brüteten in den 1950er bis 1970er Jahren im Mittel 4,5 Paare, dies ergibt eine durchschnittliche Dichte von 0,18 Brutpaaren/km² (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976).

Wanderungen: Der Mornellregenpfeifer ist ein Zugvogel, sein geographisch sehr beschränktes Winterquartier liegt am nördlichen Rand des Wüstengürtels von Marokko im Westen bis in den Iran im Osten. Das Überwinterungsgebiet in Nordafrika erstreckt sich von der Atlantikküste Marokkos über das Steppenvorland des Hohen, Mittleren und Anti-Atlas bis zu den Hochplateaus des südlichen Tunesiens, des nördlichen Libyens und Nordostägyptens. Rückmeldungen von in Österreich beringten Vögeln zeigen, dass das Winterquartier der ostalpinen Brutpopulation in Nordafrika liegt, konkrete Nachweise stammen aus dem westlichen Marokko und aus Libyen (HABLE 1980). Der Wegzug beginnt in den Alpen Mitte August, bereits Mitte September haben die Brutvögel in der Regel das Brutgebiet vollständig verlassen; einzelne späte Nachzügler kommen jedoch vor. Im westlichen Teil des Brutareals dauert der Herbstzug vom Mitte August bis Anfang Oktober, die Ankunft erster Überwinterer in Nordafrika fällt in den September. Der Heimzug beginnt im Maghreb in der zweiten Hälfte des Februar, die letzten Exemplare verlassen die Überwinterungsplätze Ende März/Anfang April. Die Ankunft in den ostalpinen Brutgebieten fällt in die zweite und dritte Mai-Woche, teilweise auch schon früher (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976).

47.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutgebiet des arktisch-alpin verbreiteten Mornellregenpfeifers zieht sich vom Schottischen Hochland im Westen über die Tundren Skandinaviens und Westsibiriens nach Osten bis zur Tschuktschenhalbinsel in Ostsibirien. Dieses arktische Areal ist allerdings von teils sehr großen Verbreitungslücken (z. B. zwischen den Flüssen Ob und Jenissej) unterbrochen. Abseits der nordischen Tundren brütet die Art in innerasiatischen Gebirgen vom Baikalsee bis Ostkasachstan sowie in einigen europäischen Bergketten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1976).

Europa: Das europäische Brutgebiet der Art umfasst im Norden das Schottische Hochland, die Tundren und Hochebenen Skandinaviens, Kareliens und der Kaninhalbinsel. Davon getrennt existieren isolierte Verbreitungsinseln in den Gebirgen Mittel- und Südeuropas, aktuell sind Vorkommen aus den Pyrenäen (3-5 Paare), den Ostalpen (3-6 Paare), aus dem Apennin (4-5 Paare), aus dem Riesengebirge (0-2 Paare) sowie den südöstlichen Karpaten in Rumänien (unter 5 Paare) bekannt (VALLE & SCARTON 1999). In den 1980er und 1990er Jahren brütete die Art in 14 Staaten. Der Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 20.000-50.000 Paare geschätzt, die größten Populationen finden sich in Russland mit 10.000-50.000 Paaren, in Schweden mit 4.300-5.600 Paaren, in Norwegen mit 3.000-15.000 Paaren und in Finnland mit 1.500-3.000 5.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 6.600-9.500 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände des Mornellregenpfeifers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000). Für Griechenland wird zwar ein Vorkommen von 2-10 Paaren angegeben, VALLE & SCARTON (1999) konnten aber im Rahmen ihrer zusammenfassenden Arbeit keine Hinweise auf Bruten der Art auffinden.

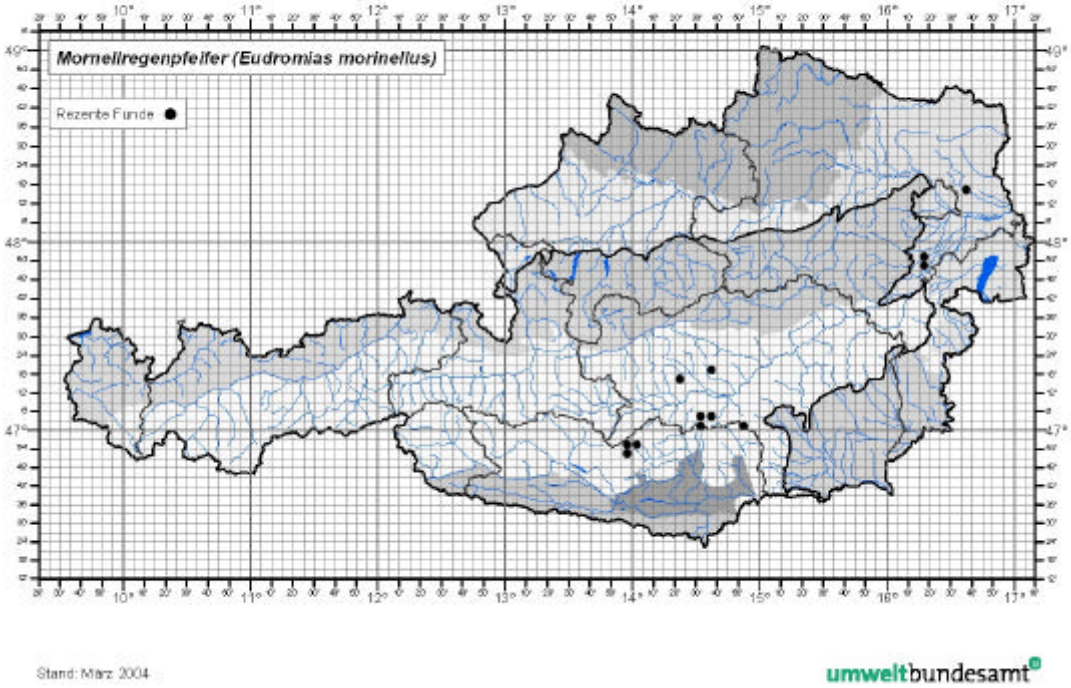
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	3-6	1998-2002
Finnland	1.500-3.000	1990-1995
Frankreich	2-10	1997
Italien	1-5	1988-1997
Spanien	2-5	
Schweden	4.300-5.600	1990
Vereinigtes Königreich	840-950	1988-1999

Österreich/Verbreitung: Der Mornellregenpfeifer besiedelt ein in Einzelvorkommen zersplittertes Areal in den steirischen und kärntner Ostalpen. Seit dem ersten Nachweis der Art als Brutvogel in Österreich im Jahr 1852 wurden insgesamt 14 Brutplätze bekannt, 12 davon waren im 20. Jahrhundert besetzt (SACKL 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Steiermark:* Die letzten Brutnachweise stammen aus den Jahren 1998 und 2000 aus den Niederen Tauern. Kontrollen dieses Brutplatzes in den Jahren 2001 und 2002 blieben erfolglos (ABST). *Kärnten*: Aktuell sind 3-5 Brutpaare bekannt, die sich auf das Gebiet der Nockberge konzentrieren. (F. HAFNER unveröff.).

Österreich/Durchzug: Einzelne Beobachtungen durchziehende oder umherstreifender Mornellregenpfeifer abseits der Brutgebiete gelingen (beinahe) alljährlich. Da die Vögel auch am Zug Lebensräume aufsuchen, die den Bruthabitaten strukturell ähnlich sind, besteht bei frühen Beobachtungen von kleinen Trupps bisweilen Brutverdacht. Fast alle Nachweise gelangen während des Herbstzuges; ähnliche Muster in anderen mitteleuropäischen Länder wie z. B. in der Schweiz zeigen, dass die Art am Frühjahreszug Mitteleuropa in der Regel ohne zu rasten überquert, da die bevorzugten Gebirgslagen um diese Zeit noch schneebedeckt sind (MAUMARY & DUFLON 1989).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



47.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Der Mornellregenpfeifer war in Österreich seit seiner Entdeckung Mitte des 19. Jahrhunderts immer nur sehr lokal verbreitet und brütete nur in sehr geringer Zahl. Die Bestandsentwicklung seit den 1950er Jahren ist stark negativ. Der österreichische Gesamtbestand wird für den Beginn der 1980er Jahre auf 10-15 Paare geschätzt, zu Ende der 1980er Jahre lag er bei 6-10 Paaren (DVORAK et al. 1993), in den Jahren 1991-1993 bei nur mehr maximal fünf Paaren (SACKL 1993). Das bekannteste österreichische Brutvorkommen am Zirbitzkogel umfasste in den Jahren 1969-1977 2-9, 1978-1984 1-3 und 1985-1993 0-3 Paare (HABLE & PRÄSENT 1990, SACKL 1993), danach brütete die Art zunächst nur mehr unregelmäßig, ab Mitte der 1990er Jahre war dieses Vorkommen erloschen. Aus den Nockbergen lagen bis Ende der 1960er Jahre nur vereinzelte Brutnachweise vor (HABLE 1973), 1980 brüteten hier 4-5, 1989 nur 1-2 Paare (DVORAK et al. 1993), gegenwärtig liegt der Bestand wieder bei 3-5 Paaren (F. HAFNER unveröff.). Diesem Rückgang im alpinen Brutgebiet entsprechen auch drastische Verluste im arktischen Norden. In Finnland schätzte SAARI (1995) den Rückgang der Brutpopulation seit Mitte des 19. Jahrhunderts auf mindestens 90 %, die größten Verluste dürften sich in den 1950er und 1960er Jahren eingestellt haben.

Gefährdungsursachen: Als Gefährdungsursachen für die ostalpine Population werden in den Brutgebieten menschliche Störungen durch Wanderer und Erschließungsmaßnahmen angegeben. Einen unbekannten, aber möglicherweise sogar entscheidenden Einfluss auf die Bestandsentwicklung haben hingegen negative Einflüsse im Winterquartier und während des Zuges. Zu nennen sind hier Habitatverluste, Bejagung sowie übermäßiger Pestizideinsatz zur

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Heuschreckenbekämpfung (HABLE & PRÄSENT 1990, SACKL 1993, SACKL & SAMWALD 1997).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die verbliebenen und auch die ehemaligen Brutgebiete müssen von weiteren Erschließungsmaßnahmen freigehalten werden. Der Besucherdruck sollte so gering wie möglich gehalten werden, etwa durch die Verlegung von bestehenden Wanderwegen. Das allerdings selbst die Bewachung von Brutplätzen ein Vorkommen nicht vor dem Erlöschen bewahren kann, zeigt das Beispiel am Zirbitzkogel. Das derzeitige österreichische Hauptvorkommen ist entgegen den Erfordernissen der EU-Vogelschutzrichtlinie bislang nicht als Special Protection Area ausgewiesen. Dies wäre in allernächster Zeit nachzuholen.

47.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der alpinen Population des Mornellregenpfeifers in besonderem Maße verantwortlich.

47.1.9 Kartierung

Erhebungen des Mornellregenpfeifers erfordern durch die wenig ausgeprägte Scheuheit der Art besondere Sorgfalt und intensive Begehungen der Brutgebiete. Da die Vögel erst auf sehr geringe Entfernung auf die Anwesenheit menschlicher BeobachterInnen reagieren und die Art im Gelände gut gedeckt ist, ist die Möglichkeit groß, die Vögel bei oberflächlichen Erfassungen zu übersehen.

47.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der sehr geringen Populationsgröße ist die Durchführung von intensiveren Studien derzeit aufgrund der Möglichkeit von Störungen nicht anzuraten. Eine regelmäßige Kontrolle des Brutbestandes an allen bekannten Brutplätzen ist hingegen dringend erforderlich.

47.1.11 Literatur

BRUNNER, H. (1992): Der Mornellregenpfeifer *Eudromias morinellus* in den Alpen. Monticola 7: 10-12.

BYRKJEDAL, I. (1987): Antpredator behavior and breeding success in Greater Golden-Plover and Eurasian Dotterel. Condor 89: 40-47.

BYRKJEDAL, I. (1989): Time constraints and vigilance: breeding season diet of the Dotterel (*Charadrius morinellus*). J. Orn. 130: 197-206.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 3 Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford. 913 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GALBRAITH, H.; MURRAY, S.; DUNCAN; K., SMITH, R.; WHITFIELD, D.P. & THOMPSON D.B.A. (1993a): Diet and habitat use of the Dotterel *Charadrius morinellus* in Scorland. Ibis 135: 148-155.

GALBRAITH, H.; MURRAY, S.; RAE, S.; WHITFIELD, D.P. & THOMPSON, D.B.A. (1993b): Numbers and distrubution of Dotterel (*Charadrius morinellus*) breeding in Great Britain. Bird Study 40: 161-169.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BEZZEL, E. & BAUER, K. (1977) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 895 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

HABLE, E. (1973). Der Mornellregenpfeifer (*Eudromias morinellus*) in Kärnten. Carinthia II 163/83: 603-608.

HABLE, E. (1980): Beringungsergebnisse an der alpinen Population des Mornellregenpfeifers, *Eudromias morinellus* (L.). Mitt. Abt. Zool Landesmus. Joanneum 9: 81-85.

HABLE, E. & PRÄSENT, I. (1990): Die Forschungsstätte „Pater Blasius Hanf" am Furtnerteich. Schwarzenbergische Archive 1990, Murau: 183-257.

MAUMARY, L. & DUFLON, J.-M. (1989): Le Pluvier guignard (*Eudromias morinellus*): Migration en Europe et sythèse des observations en Suisse de 1927 à 1988. Nos Oiseaux 40: 207-216.

PULLIAINEN, E. (1970): On the breeding biology of the Dotterel, *Charadrius morinellus.* Ornis Fennica 47: 69-73.

PULLIAINEN, E. & SAARI, L. (1992): Breeding biology of the Dotterel *Charadrius morinellus* in eastern Finnish Lapland. Ornis Fennica 47: 69-73.

SAARI, L. (1995): Population trends of the Dotterel *Charadrius morinellus* in Finland during the past 150 years. Ornis Fennica 72: 29-36.

SACKL, P. (1993): A review of the current situation of Dotterel *Eudromias morinellus* in the central Alps of Austria. Wader Study Group Bulletin 71. 39-40.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

STROWGER, J. (1998): The status and breeding biology of the Dotterel *Charadrius morinellus* in northern England during 1972-95. Bird Study 45: 85-91.

VALLE, R. & SCARTON, F. (1993): Distribution of Dotterels *Charadrius morinellus* breeding incentral and southern European massifs: a review of the current knowledge. Wader Study Group Bulletin 89. 50-55.

WATSON, A. (1989): Dotterel populations and spacing on three Scottish areas in 1967-86. Ornis Fennica 66: 85-99.

WATSON, A. & RAE, R. (1987): Dotterel numbers, habitat and breeding success in Scotland. Scottish Birds 14: 191-198.

WHITFIELD, D.P. (2002): Status of Dotterel *Charadrius morinellus* in Britain in 1999. Bird Study 49: 237-249.

47.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Mornellregenpfeifer ist gegenwärtig in keinem SPA regelmäßiger Brutvogel. Die Populationsindikatoren nehmen direkt auf die aktuelle Bestandssituation Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Habitatindikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben. Da die Art in den letzten zwei Jahrzehnten einem dramatischen Bestandsrückgang unterlegen ist, ist der Erhaltungszustand „A" in den nächsten 20 Jahren mit Sicherheit nicht zu erreichen, weshalb hier auch keine Kriterien dafür angegeben werden.

47.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

47.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Entfällt	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 100 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um weniger als 100 % zu, bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um mehr als 20 % ab

47.3 Bewertungsanleitung

47.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

47.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Entfällt

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

48 A140 *PLUVIALIS APRICARIA*

48.1 Schutzobjektsteckbrief

48.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Goldregenpfeifer

Englisch: Golden Plover, Französisch: Pluvier doré, Italienisch: Piviere dorato, Spanisch: Chorlito dorado común

48.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Charadriidae – Regenpfeifer

Merkmale: Der Goldregenpfeifer besitzt einen kurzen Schnabel und die für einen Watvogel typischen hohen Beine. Im Prachtkleid ist die Oberseite deutlich goldbraun gefärbt, im Jugend- und Schlichtkleid ist die Goldfärbung etwas matter. Bauch, Brust und Wangen sind im Prachtkleid schwarz. Am ehesten mit dem Kiebitzregenpfeifer *P. squatarola* zu verwechseln, der aber einen deutlich kräftigeren Schnabel hat, eine graue Oberseitenfärbung und schwarze Achselflecken aufweist.

48.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Goldregenpfeifer gehen eine monogame Saisonehe ein. Aufgrund von Nistplatztreue kann es aber zu einer Art Partnertreue kommen. Während Bigynie nachgewiesen wurde, gibt es für Polyandrie nur Vermutungen. Außerhalb der Brutzeit, am Zug und im Winterquartier bildet der Goldregenpfeifer größere Trupps (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Fortpflanzung: Die Reviergründung erfolgt gleich nach der Ankunft. Das Nest wird auf trockenem Untergrund mit einer Vegetationshöhe bis zu 10 cm angelegt. Die Gelegegröße liegt bei vier, seltener bei drei oder fünf Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrungszusammensetzung reicht von Insekten und deren Larven über Würmer, kleine Schnecken bis zu Spinnen. Auch pflanzliche Nahrung, insbesondere Beeren, werden angenommen.

Die Nahrung wird visuell entdeckt und durch Picken aufgenommen. Während der Nahrungssuche läuft der Goldregenpfeifer kurze Distanzen und bleibt für die Nahrungsaufnahme plötzlich stehen (CRAMP & SIMMONS 1983).

48.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Goldregenpfeifer brütet in nassen Heiden und anmoorigen Grasflächen vom Tiefland bis in gebirgige Lagen. Als Brutplatz werden Flächen mit geringer Vegetationshöhe gewählt. Als Nahrungsflächen werden auch Weiden und Äcker angenommen. Zur Zugzeit werden bevorzugt Küstengebiete angeflogen. Im Binnenland tritt die Art deutlich seltener auf, wobei sie hier Weiden, Wiesen, gemähte Brachen oder Ackerflächen zur Nahrungssuche nutzt (DITTBERNER & DITTBERNER 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999, LABER 2003).

48.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Siedlungsdichte kann zwischen den Jahren schwanken und erreicht großflächig Werte von einem Brutpaare/100 ha. Lokal können Dichten bis zu einem Brutpaar/10 ha, ausnahmsweise sogar höher erreicht werden. In Großbritannien wurde bei 50

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nestern ein Bruterfolg von 2,2 flüggen Jungen/Brutpaar festgestellt, in Schottland lag der Bruterfolg im Zeitraum 1973-1977 bei 1,33-2,00 flüggen Jungen/Brutpaar. Die meisten Bruten gingen durch Predation verloren (CRAMP & SIMMONS 1983, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Wanderungen: Der Goldregenpfeifer ist mit Ausnahme der Populationen auf den britischen Inseln, die Teilzieher sind, ein Kurzstreckenzieher (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Die wichtigsten Überwinterungsgebiete befinden sich in Westeuropa von Großbritannien, Irland und den Niederlanden bis nach Spanien (CRAMP & SIMMONS 1983). Das Überwinterungsareal kann sich aber bis nach Marokko und noch weiter südlich bis ins tropische Afrika erstrecken. Weiters überwintert die Art im Mediterran und von der Süd- bzw. Südosttürkei bis zum südlichen Kaspischen Meer. Während des Durchzugs taucht der Goldregenpfeifer regelmäßig im Binnenland auf, wobei die Zahlen deutlich unter jenen der Küstengebiete bleiben (DITTBERNER & DITTBERNER R 1993, LABER 2003). Das Gros der durchziehenden Individuen im Binnenland wird von Jungvögeln gebildet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999, LABER 2003).

48.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Goldregenpfeifer ist ein Brutvogel Eurasiens, dessen Areal von den Britischen Inseln über Fennoskandinavien bis nach Mittelsibirien reicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Europa: Das Brutareal des Goldregenpfeifers erstreckt sich in Europa von den Britischen Inseln über Fennoskandinavien und dem Baltischem Raum bis nach Russland (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Die Südgrenze läuft in etwa entlang des 60. Breitengrades. Die europäische Population wird auf 520.000-720.000 Brutpaare geschätzt. Die größten Bestände befinden sich auf Island mit 100.000-300.000, in Schweden mit 90.000-110.000, in Norwegen mit 50.000-100.000, in Russland mit 10.000-100.000 und in Finnland mit 40.000-80.000 Brutpaaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Goldregenpfeifers in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 153.000-213.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Kranichs in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark	6-10	1993-1996
Dänemark (Faröer Inseln)	600-600	
Deutschland	19-19	1996
Finnland	40.000-80.000	1990-1995
Irland	300-350	1998
Schweden	90.000-110.000	1990
Vereinigtes Königreich	22.600-22.600	1988-1991

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Goldregenpfeifer zählt in Österreich zu den regelmäßigen, aber seltenen Durchzüglern. Meist werden nur Einzelindividuen oder kleinere Trupps von bis zu 30 Exemplaren beobachtet. Die größten Ansammlungen liegen bei 100-300 Exemplaren (ABÖ, BRADER & STEINER 1995, LABER 2003). Da die Art auch Grünland- und Ackerflächen weitab von den bekannten Zugplätzen für Limikolen wie Seewinkel, Rheindelta oder Innstauseen nutzt, wird sicher ein größerer Teil der Durchzügler übersehen (vgl. BLUM

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1997, LABER 2003). Die ersten Goldregenpfeifer erreichen Österreich schon Mitte Februar mit einem Höhepunkt des Durchzugs in den meisten Gebieten im März. Ein gering ausgeprägter Herbstzug ist Mitte bis Ende August zu beobachten, der von Altvögeln gebildet wird. Das Gros zieht aber erst ab Ende September durch und besteht hauptsächlich aus Jungvögeln. Die größten Trupps werden erst im November angetroffen (BRADER & STEINER 1995, BLUM 1997, LABER 2003).

48.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/secure, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, II/2 und III/2, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Da sich das Zuggeschehen über weite Bereiche verteilt, sind Veränderungen in den Durchzugszahlen der „klassischen" Limikolenrastplätze wie Seewinkel, Rheindelta, Innstauseen oder March-Thaya-Auen schwer zu interpretieren.

Gefährdungsursachen: Ein Rückgang an Insekten und Regenwürmern aufgrund von Intensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft würde die Nahrungsgrundlage für die Art verschlechtern. Der Goldregenpfeifer bevorzugt weiträumig Landschaften, um Boden- und Luftfeinde frühzeitig erkennen zu können. Die Errichtung von Windkraftanlagen und vieler Windschutzgürtel könnte zu einem Meiden von potentiellen Nahrungsplätzen führen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine großräumige Extensivierung der Landwirtschaft mit entsprechenden Maßnahmen (z.B. das Stehenlassen von Stoppelfeldern im Herbst) würde das potentielle Angebot an Nahrungsflächen für den Goldregenpfeifer erhöhen (vgl. LABER 2003). BESONDERS Attraktiv sind sehr spät umgebrochene Begrünungen mit vorjährigen Stoppeln, die durch das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL gefördert werden.

48.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Goldregenpfeifers.

48.1.9 Kartierung

Die Erfassung des Goldregenpfeifers erfolgt über direkte Zählungen (vgl. LABER 2003). Das Untersuchungsgebiet sollte mit dem Fahrrad oder Auto abgefahren werden, wobei potentielle Rast- und Nahrungsflächen mit Spektiv und Fernglas abgesucht werden. Simultanzählungen sind notwendig, um Doppelzählungen zu vermeiden.

48.1.10 Wissenslücken

Das Vorkommen des Goldregenpfeifers in Österreich sollte weiterhin dokumentiert werden. Eine zusammenfassende Auswertung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert. Desgleichen wären Untersuchungen zur Habitatwahl im Agrarland erforderlich.

48.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BLUM, V. (1997): 15 Jahre Limikolenzählung im Vorarlberger Rheindelta. Vorarlberger Rindschau 3: 119-150.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BRADER, M. & STEINER, H. (1995): Beobachtungen von Juli bis Dezember 1994 nebst Nachträge zum ersten Halbjahr 1994. Vogelkdl. Nachr. OÖ Bd. 3: 55-71.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palaearctic, Vol. 3. Oxford University Press. Oxford. 913 pp.

DITTBERNER, H. & DITTBERNER, W: (1993): Rastplatzökologie des Goldregenpfeifers (*Pluvialis apricaria*) in der Uckermark. Beitr. Vogelkd. 39: 227-247.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.; BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Charadriiformes. Bd. 6 (Teil 1). AULA-Verlag Wiesbaden. 874 pp.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91..

48.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Goldregenpfeifer tritt in der Regel abseits der bekannten Konzentrationspunkte für den Limikolenzug auf. Zusätzlich schwanken die Truppgrößen rastender Individuen in weiten Grenzen. Die Angabe von österreichweit gültigen Populationsindikatoren zu Bestandsgrößen und Bestandsentwicklung ist daher beim derzeitigen Wissensstand nicht möglich. Notwendig wären im Fall dieser Art gebietsspezifische Schwellenwerte, deren Erarbeitung allerdings nicht in den Rahmen der vorliegenden Studie fallen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

49 A151 *PHILOMACHUS PUGNAX*

49.1 Schutzobjektsteckbrief

49.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kampfläufer

Englisch: Ruff, Französisch: Combattant varié, Italienisch: Combattente, Spanisch: Combatiente

49.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Scolopacidae - Schnepfen

Merkmale: Watvogel mit mittellangem Schnabel, kräftigem Körper, relativ langem Hals und kleinem Kopf. Die Schnabel- und Beinfärbung ist variabel. Weibchen sind deutlich kleiner als Männchen (22-26 cm gegenüber 29-32 cm). Männchen besitzen im Prachtkleid einen kennzeichnenden aufrichtbaren Kragen unterschiedlicher Färbung.

49.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Während des größten Teils des Jahres ist der Kampfläufer sozial und bildet mehr oder weniger große Trupps. Promiskuität ist die Regel. (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Fortpflanzung: Die Balz des Kampfläufers findet in Gruppen in Arenen statt, die teilweise lange Traditionen aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Da die Partnerwahl dem Weibchen unterliegt, versuchen Männchen die Weibchen auf sich aufmerksam zu machen. Männchen mit dunkler Halskrause haben eine übergeordnete Rolle und können kleine Territorien ausbilden. Jene mit weißer Perücke sind hingegen untergeordnet und werden als Satellitenmännchen bezeichnet. Satellitenmännchen nutzen Unaufmerksamkeiten von territorialen Männchen aus, um mit Weibchen zu kopulieren. In Mitteleuropa können die Männchen schon ab Mitte/Ende März in den Arenen eintreffen, der Höhepunkt der Balz erfolgt aber zur Zeit der Ankunft der Weibchen ab Mitte April (GLUTZ VON BLOTZHEM et al. 1999). Die Nistplatzwahl und die Aufzucht der Jungen erfolgt durch das Weibchen. Das Nest wird in Horsten und Büscheln von Gräsern angelegt, wobei das Weibchen für die Eiablage eine kleine Mulde herstellt. In der Regel besteht das Gelege aus vier, seltener aus zwei oder drei Eiern (CRAMP & SIMMONS 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrungssuche erfolgt überwiegend optisch, aber teilweise auch taktil. Es werden vor allem Evertebraten erbeutet, wobei Imagines und Larven von Insekten eine bedeutende Rolle spielen. Auch Schnecken, Regenwürmer oder Crustaceen zählen zur bevorzugten Nahrung. Außerhalb der Brutzeit wird auch verstärkt pflanzliche Nahrung wie Algen oder Sämereien aufgenommen GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

49.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Kampfläufer besiedelt feuchte Wiesen in Niederungen, Moore, Seggenwiesen und die feuchte Tundra (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). In Mitteleuropa werden gerne Lebensräume in Küstennähe aufgesucht. Bevorzugt werden mit Tümpeln und Gräben durchsetzte Wiesen, die einer extensiven Nutzung unterliegen. Allen Bruthabitaten gemeinsam ist eine kurze Vegetation, die die Fortbewegung der Küken erleichtert. Auf dem Durchzug werden Feuchtbiotope wie Flussmündungen, Schlammflächen von Gewässern, sowie durch Über-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

schwemmung oder Grundwasser vernässte Flächen auf Äckern oder Feuchtwiesen aufgesucht (ZUNA-KRATKY et al. 2000, LABER 2003). Die Art kann auch auf frisch ausgesäeten Ackerflächen angetroffen werden.

49.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Siedlungsdichten des Kampfläufers liegen bei 0,05-2,8 Weibchen/10 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Über den Bruterfolg gibt es nur wenige Angaben. ANDERSEN (1944) ermittelte eine Reproduktionsrate von 3,4 flüggen Jungen/erfolgreichem Weibchen. In den Niederlanden wurde bei 1.130 Gelegen ein Schlupferfolg von 2,75 Jungen/Gelege oder 3,46 Jungen/erfolgreichem Weibchen festgestellt (SCHEUFLER & STIEFEL 1985). Auf der Insel Kirr lag der Schlupferfolg für 185 Gelege bei 2,21 Jungen/begonnener Brut oder 3,36 Jungen/erfolgreichem Weibchen (SCHEUFLER & STIEFEL 1985). Die größten Verluste für Gelege und Küken entstehen durch Hochwasser insbesonders in Küstenbereichen und Dürreperioden von Mai bis Juli (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Auch Predation gehört zu den Gefährdungsursachen für die Brut (SCHEUFLER & STIEFEL 1985). Auch Mahd wird regelmäßig als Verlustursache aufgeführt und dürfte in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen haben.

Wanderungen: Der Kampfläufer ist ein Langstreckenzieher, dessen Überwinterungsquartiere südlich der Sahara bis nach Südafrika liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). In kleineren Zahlen überwintert die Art im Mittelmeerraum, in Westeuropa und in Südasien. Ringfunde aus dem Seewinkel lassen vermuten, dass die durch Ostösterreich durchziehenden Kampfläufer dem Black Sea/Mediterranean Flyway zuzurechnen sind (LABER 2003). Diese ziehen von den Brutplätzen über das östliche Europa, dem Schwarzen Meer und dem Mittelmeer nach Westafrika.

49.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Kampfläufer ist als Brutvogel im Norden Eurasiens vom Norden Europas bis nach Ostsibirien zu finden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Europa: In Europa besiedelt der Kampfläufer ein Areal, das von Skandinavien über das Baltikum bis nach Russland reicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Weiters brütet die Art meist in geringen Zahlen in Deutschland, Frankreich, den Niederlanden, Großbritannien und Dänemark. Der weitaus größte Bestand ist in Russland beheimatet und beläuft sich auf 1.000.000-10.000.000 Brutpaare (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Kampfläufers in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 61.000-102.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Kampfläufers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark	300-500	1993-1996
Deutschland	200-500	1990-1994
Finnland	20.000-40.000	1990-1995
Frankreich	1-18	1997
Niederlande	400-800	1989-1991
Schweden	40.000-60.000	1990
Vereinigtes Königreich	2-24	1989-1993

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: Der Kampfläufer ist ein ehemaliger Brutvogel der Salzlacken des Seewinkels (DVORAK et al. 1993). Die Art brütete nur in geringen Zahlen und wahrscheinlich auch unregelmäßig. Konkrete Brutnachweise stammen aus den Jahren 1885, 1935 und 1940 (ZIMMERMANN 1943, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). Der letzte Brutnachweis gelang im Jahr 1955 an der Golser Lacke im nördlichen Seewinkel (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Der Kampfläufer ist ein regelmäßiger Durchzügler in Österreich. Der Frühjahrszug beginnt im März und gipfelt je nach Gebiet Anfang bis Mitte April, wobei Trupps bis Mitte Mai angetroffen werden können (BLUM 1997, ZUNA-KRATKY et al. 2000, LABER 2003). Auf dem Rückzug können erste Individuen schon Mitte Juni angetroffen werden (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Der Herbstzug erstreckt sich bis in den Oktober hinein, wobei das Gros der Altvögel zuerst zieht und dann die Jungvögel ab Ende Juli/Anfang August nachfolgen. Der Frühjahrszug übertrifft zahlenmäßig bei weitem den Herbstzug (BLUM 1997, ZUNA-KRATKY et al. 2000, LABER 2003). Der Seewinkel stellt mit Abstand den bedeutendsten Rastplatz für den Kampfläufer dar. Bei Simultanzählungen wurden Maximalwerte für den österreichische/ungarischen Seewinkel von 11.154 Individuen festgestellt (LABER 2003). Weitere wichtige Durchzugsgebiete mit bis zu mehreren 100 Exemplaren stellen die March-Thaya-Auen, die Leithaniederung bei Zurndorf, die Feuchte Ebene, die Innstauseen und der Bodensee dar (ABÖ).

49.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/secure, Rote Liste Österreich: RE (regionally extinct/ausgestorben)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I und II/2, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die Bestandsentwicklung ist selbst in den zentralen Rastplatzgebieten Österreichs derzeit mangels längerfristiger Daten nicht abschätzbar (vgl. LABER 2003).

Gefährdungsursachen: Der Verlust an geeigneten Feuchthabitaten ist für den Kampfläufer wohl der wichtigste Gefährdungsfaktor. So kam (und kommt) es durch die Verbauung und Begradigung von Bächen und Flüssen zu einem großräumigen Verlust von Schlamm- und Überschwemmungsflächen. Durch die Trockenlegung, die Intensivierung und den Umbruch von Feuchtwiesen und die Befüllung von Nassstellen gehen viele Rast- und Nahrungsflächen verloren. In den letzten Jahren wurden in großem Umfang vernässte Mulden im Ackerland (und in Wiesen) überwiegend widerrechtlich mit Baumaterial verfüllt (z.B. in der Feuchten Ebene).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Offene Wiesenlandschaften in Überflutungsräumen mit hohem Wiesenanteil und Schlammflächen müssen erhalten oder wiederhergestellt werden. Die Dynamik von Flüssen wie Donau, March oder Thaya sollte erhalten und wieder gesteigert werden. Im Seewinkel muss alles getan werden, um das Sinken der Grundwasserspiegel kurzfristig zu stoppen und diese längerfristig wieder zu erhöhen. Nur mit derartigen Maßnahmen kann sichergestellt werden, dass große Überschwemmungsflächen regelmäßig entstehen. Große Feuchtwiesenflächen wie die Feuchte Ebene, die besonders in feuchten Jahren bedeutende Durchzugsgebiete darstellen, sollten renaturiert und Drainagen rückgebaut werden. Die Erhaltung und Wiederanlage von vernässten Mulden im Ackerland kann z.B. durch das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL finanziert werden.

49.1.8 Verantwortung

Ein Rastplatz wird als international bedeutend eingestuft, wenn zumindest 1% einer biogeographischen Limikolenpopulation diesen benutzt. Der Seewinkel ist hiermit als international bedeu-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

tend einzustufen, und Österreich ist somit für die Erhaltung dieser Art stark verantwortlich (LABER 2003).

49.1.9 Kartierung

Die Erfassung des Kampfläufers erfolgt über direkte Zählungen (vgl. LABER 2003). Das Untersuchungsgebiet sollte mit dem Fahrrad oder Auto abgefahren werden, wobei potentielle Rast- und Nahrungsflächen mit Spektiv und Fernglas abgesucht werden. Simultanzählungen sind notwendig, um Doppelzählungen zu vermeiden.

49.1.10 Wissenslücken

Die langfristige Entwicklung der Rastplatzbestände ist selbst in gut bearbeiteten Gebieten noch nicht geklärt, dementsprechend ist eine Fortführung der jeweiligen Monitoringprogramme (z. B. Seewinkel, March-Thaya-Auen, Rheindelta) notwendig. Eine zusammenfassende Auswertung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

49.1.11 Literatur

ANDERSSEN, F.S. (1944): Contributions to the breeding biology of the Ruff. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 38: 26-30.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BLUM, V. (1997): 15 Jahre Limikolenzählung im Vorarlberger Rheindelta. Vorarlberger Rindschau 3: 119-150.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palaearctic, Vol. 3. Oxford University Press. Oxford. 913 pp.

DVORAK, M., RANNER, A. & H.-M. BERG (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.; BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Charadriiformes. Bd. 6 (Teil 1). AULA-Verlag Wiesbaden. 874 pp.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91.

SCHEUFLER, H. & STIEFEL, A. (1985): Der Kampfläufer. Neue Brehm Bücherei, Bd. 574. Ziemsen Verlag, Wittenberg : 211 pp.

ZIMMERMANN, R. (1943): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Ann, Naturhistor. Mus. Wien 54/1: 1-272.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVÁ, E.; KÜRTHY, A; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram. 285 pp.

49.2 Indikatoren und Schwellenwerte

49.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

49.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung (Herbst und Frühjahr sind getrennt zu bewerten)	Die Maximalzahl der Rastbestände im Herbst oder Frühjahr nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Die Maximalzahl der Rastbestände im Herbst oder Frühjahr bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Die Maximalzahl der Rastbestände im Herbst oder Frühjahr nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

49.3 Bewertungsanleitung

49.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

49.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Frühjahr:

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

Herbst:

Erhaltungszustand „A“ : Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

50 A154 *GALLINAGO MEDIA*

50.1 Schutzobjektsteckbrief

50.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Doppelschnepfe

Englisch: Great Snipe, Französisch: Bécassine double, Italienisch: Croccolone, Spanisch: Agachadiza Real

50.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Scolopacidae – Schnepfen

Merkmale: Die Doppelschnepfe ist etwas größer, untersetzter und kurzschnäbeliger als die sehr ähnliche und bei uns sehr viel häufiger anzutreffende Bekassine. Von dieser sehr schwer zu unterscheiden: Unterseite grob gebändert, viel weiß im Schwanz (äußere Steuerfedern), fehlender weißer Flügelhinterrand sowie zwei schmale weiße Flügelbinden.

50.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Im Brutgebiet .liegen die Nester oft relativ eng beisammen. Am Zug wird die Art zumeist einzeln oder in sehr kleinen Trupps beobachtet; im Winterquartier werden auch Trupps von bis zu 10 Exemplaren festgestellt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Fortpflanzung: Doppelschnepfen gehören zu den wenigen Vogelarten Europas, die eine Gruppenbalz ausüben. Die Männchen besetzen an den Balzplätzen kleine, nur wenige Quadratmeter große Reviere. Die Gruppengröße schwankt in Skandinavien zwischen sechs und 15 Männchen, mitunter sind Balzplätze aber auch von 20-30 Männchen besetzt. Balzbeginn ist im Mai bis Anfang Juli, die Eiablage beginnt am Südrand des Verbreitungsgebiets Mitte Mai, weiter nördlich erst Ende Mai/Anfang Juni. Die Gelegegröße beträgt in der Regel vier Eier. Die Brutdauer liegt bei 18-24 Tagen, die Jungvögel sind nach 3-4 Wochen flugfähig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung der Doppelschnepfe besteht aus kleinen Wirbellosen wie Regenwürmern, Mollusken, Insekten (Käfer, Ameisen, Schmetterlingsraupen, Zweiflügler) und zum Teil auch aus pflanzlichem Material (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

50.1.4 Autökologie

Lebensraum: Doppelschnepfen brüten in Skandinavien in nährstoffreichen Sümpfen und verbuschten Gebieten an der Baumgrenze. Weiter nördlich dringt die Art auch in verbuschte Tundren ein, im Süden des Areals werden vorzugsweise Wiesengebiete in breiten Flusstälern besiedelt. Bevorzugt werden bültenreiche feuchte bis nasse Flächen, die mit höheren Büschen oder locker mit niederen Bäumen bestanden sein können. Balzarenen befinden sich offenbar bevorzugt auf weitgehend offenen, jedoch mit Baumstümpfen, Zwergsträuchern, kleinen Büschen, Gras- und Seggenbülten bestandenen, mehr oder minder feuchten bis moorigen Flächen. Die Balzplätze werden zum Teil langjährig genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977, KÅLÅS et al. 1997, LØFALDLI et al 1992).

50.1.5 Populationsökologie

Wanderungen: Die Doppelschnepfe ist ein Zugvogel, der in Afrika südlich der Sahara von der Sahelzone bis zum Kapland überwintert. Schwerpunkte liegen in Ostafrika insbesondere von

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Äthiopien südwärts bis Sambia. Die skandinavische Brutpopulation überwintert in Westafrika. Der Wegzug beginnt im Süden des europäischen Brutgebiets Ende Juli/Anfang August und endet Anfang Oktober. Der Hauptdurchzug in Mittel- und Osteuropa fällt in den August und September. Die Ankunft im ostafrikanischen Winterquartier beginnt Ende August und dauert bis Oktober. Beobachtungen vom Heimzug gelingen in Mitteleuropa im April und Mai.

50.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Doppelschnepfe besiedelt die boreale Zone der westlichen und zentralen Paläarktis von Skandinavien und Ostpolen bis an den Jenissej in Sibirien. Die meisten der ehemals im nördlichen Mitteleuropa und damit in der gemäßigten Zone liegenden Brutplätze sind heute verwaist.

Europa: Das europäische Brutgebiet der Art umfasst den Norden Europas von Ostpolen bis an den Ural, reicht südlich bis in die nördliche Ukraine und nördlich bis in die Tundrazone an der Barents-See. Davon getrennt besiedelt eine größerer Brutpopulation die Gebirge der Skandinavischen Halbinsel in Norwegen und Schweden.

Europäische Union: In der Europäischen Union brütet die Art nur in Schweden in 700-1.100 Brutpaaren.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Doppelschnepfe tritt in Mitteleuropa als Durchzügler nur vereinzelt auf, was zum einen wohl auf ihre tatsächliche Seltenheit, zum anderen aber auch auf die am Zug sehr versteckte Lebensweise in hoher grasiger Vegetation und auch auf die bisweilen nicht ganz einfache Unterscheidung von der viel häufigeren Bekassine zurückzuführen sein dürfte. Systematische Wiesenbegehungen zur Erhebung von Limikolen im Seewinkel und in der Leithaniederung seit 1995 zeigen, dass die Doppelschnepfe zumindest in diesen zwei Gebieten bei günstigen Wasserstandsverhältnissen ein alljährlicher Durchzügler im Frühjahr ist (RANNER 2002). Im Seewinkel konnten bis zu 11 Exemplare festgestellt werden. Der Durchzug erstreckt sich hier über zwei Monate von Ende März/Anfang April bis Anfang Juni (LABER 2003). Der Status der Art im übrigen Österreich ist immer noch der eines, vereinzelten, unregelmäßigen Durchzüglers, zweifelsohne tritt die Doppelschnepfe aber häufiger auf als die wenigen Nachweise außerhalb des Seewinkels erkennen lassen.

50.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2/vulnerable, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die Doppelschnepfe war noch im 19. Jahrhundert in der norddeutschen-polnischen Tiefebene ein weit verbreiteter und stellenweise häufiger Brutvogel, diese Vorkommen sind aber allesamt bis spätestens in die 1930er Jahre erloschen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977). Auch die Populationen im Südteil des Verbreitungsgebiets in Russland sind in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen, die Brutbestände in den Gebirgen Skandinaviens scheinen hingegen stabil geblieben zu sein (KÅLÅS et al. 1997).

Gefährdungsursachen: Ursache für die Rückgänge am südlichen und westlichen europäischen Arealrand waren großflächige Habitatverluste (KÅLÅS et al. 1997). Auf die österreichische Situation bezogen sind Aussagen für eine Art, über deren tatsächliches Auftretens-Muster so wenig bekannt ist, kaum möglich.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die Erhaltung von größeren Feuchtwiesen im Zuge von Schutzbestrebungen für andere Arten kommt mit Sicherheit auch der Doppelschnepfe zu gute.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

50.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung der Doppelschnepfe.

50.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

50.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen der Doppelschnepfe in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

50.1.11 Literatur

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BEZZEL, E. & BAUER, K. (1977) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 895 pp.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91

LØFALDLI, L; KÅLÅS, J.A. & FISKE, P. (1992): Habitat selection and diet of Great Snipe *Gallinago media* during breeding. Ibis 134: 35-43.

KÅLÅS, J.A.; ESTAFIEV, A.A. & KOTCHANOV, S.K. (1997): *Gallinago media* Great Snipe. Pp 290 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

RANNER, A. (2002): Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1996-1998. 3. Bericht der Avifaunistischen Kommission von BirdLife Österreich. Egretta 45: 1-37.

50.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Doppelschnepfe tritt in Österreich nur vereinzelt oder in kleinerer Zahl auf, die meisten Rastplätze werden nur unregelmäßig in Abhängigkeit von den Wasserstandsverhältnissen aufgesucht. Eine Angabe von Populationsindikatoren zum günstigen Erhaltungszustand ist aus diesem Grund nicht möglich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

51 A166 *TRINGA GLAREOLA*

51.1 Schutzobjektsteckbrief

51.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Bruchwasserläufer

Englisch: Wood Sandpiper, Französisch: Chevalier sylvain, Italienisch: Piro piro boschereccio, Spanisch: Andarrios bastardo

51.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Scolopacidae - Schnepfen

Merkmale: Watvogel mit mittellangem Schnabel. Bein sind gelblich gefärbt. Gestalt ähnlich wie Rotschenkel *Tringa totanus,* aber am leichtesten mit dem Waldwasserläufer *Tringa ochropus* zu verwechseln. Ist gegenüber dem Waldwasserläufer heller am Rücken und hat größere helle Flecken auf der Oberseite. Brust und Flanken spärlicher gestrichelt als beim Waldwasserläufer. Der Schwanz weist eine feine Querbänderung auf, beim Waldwasserläufer ist diese grob. Typisch ist der Flugruf, der aus einer Reihe von gleich hohen Pfeiftönen besteht („gif gif gif“).

51.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Bruchwasserläufer gehen vermutlich eine monogame Saisonehe ein. Zur Zugzeit werden größere Trupps gebildet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986).

Fortpflanzung: Das Nest wird am Boden angelegt und ist in der Vegetation oder in einer Bülte gut versteckt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Es besteht aus einer mit Halmen und Blattstücken ausgelegten Mulde. In Fennoskandinavien und in Russland werde auch alte Baumnester benutzt. Gewöhnlich werden vier Eier gelegt (seltener auch nur 3 Eier). In Süden des Verbreitungsgebietes ist das Nest um Mitte Mai vollständig, im Norden dagegen ist die Hauptlegezeit erst in der ersten Junihälfte. Die Eier werden 22-23 Tage bebrütet. Es wird angenommen, dass die Jungen nach etwa 30 Tagen flugfähig sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung ist überwiegend animalisch. Pflanzliche Bestandteile spielen eine untergeordnete Rolle (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Es werden verschiedenste Land- und Süßwasserevertebraten (Dipteren- und Trichopterenlarven, Käfer und Wasserwanzen) erbeutet. Schwach chitinisierte Tiere werden offenbar häufiger aufgenommen. Weiters finden sich in der Nahrung des Bruchwasserläufers kleine Crustaceen und Süßwassermollusken. Größere Beutetiere wie kleine Fischchen werden nicht aktiv gejagt, sondern nur bei Gelegenheit aufgenommen.

Die Nahrung wird laufend oder watend erbeutet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Die Beutetiere werden vom Boden abgelesen oder aus dem seichten Wasser oder schlammigen Grund herausgeholt. Die Nahrungsaufnahme erfolgt hauptsächlich am Tage, aber auch zur Dämmerung.

51.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Bruchwasserläufer brütet im Westen seines Verbreitungsgebietes in Hochmooren mit geringem Baumbestand, Sträuchern und offenen Wasserflächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Im Osten werden auch Hochmoore mit höherem Baumbestand

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

angenommen, aber der Brutplatz liegt immer in der Nähe zu einer offenen Wasserfläche. Nährstoffreiches oder kultiviertes Grünland werden gemieden.

Auf dem Zug ist die Art in der Rast- und Nahrungsplatzwahl sehr vielseitig und kommt an nahrungsreichen Flachwasserzonen und an Schlammbänken aber auch auf überschwemmten Wiesen und Äckern oder in Schotterteichen vor. Dabei werden fast ausschließlich Bereiche mit Süßwasser aufgesucht. An Meeresküsten werden offene Wattfläche gemieden, hier ist der Bruchwasserläufer an flachen Strandseen, im Deichvorland oder in Salinen zu finden.

51.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Siedlungsdichtangaben reichen von 0,1 bis 2,1 Brutpaaren/10 ha (Zusammenstellung in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Es werden auch kleinste Moorreste (Minimum < 2 ha) besiedelt.

Wanderungen: Der Bruchwasserläufer ist ein Langstreckenzieher, der im Laufe seines Zugweges das Mittelmeer und die Sahara überquert (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Überwinterungen sind vom nördlichen Westafrika östlich bis ins Tschadbecken und südlich bis nach Südafrika belegt (HOLMGREN & PETTERSSON 1998, OSCHADLEUS 2002). Wie Ringfunde zeigen, stammt ein großer Teil unserer Durchzügler aus Fennoskandinavien (LABER 2003). Einige Ringfunde und -ablesungen von in Danzig beringten Individuen weisen weiters einen Zugweg über Polen nach (LABER 2003, ABÖ). Insgesamt sind die Kenntnisse über den Zug durch Mittel- und Osteuropa und dessen Dynamik gering (REMISIEWICZ 1998, REMISIEWICZ 2002).

51.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Art ist transpaläarktisch verbreitet und kommt hauptsächlich in der borealen bis in die Tundrazone vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986).

Europa: Der Bruchwasserläufer ist ein Brutvogel nordeuropäischer Moore und Sümpfe von Norwegen ostwärts (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1986). Die südlichen Ausläufer des Areals erreichen Dänemark und Polen. In Großbritannien gibt es eine kleine Rumpfpopulation von 1-5 Brutpaaren. Die größten Bestände sind in Russland (100.000-1.000.000), Finnland (200.000-300.000), Schweden (60.000-80.000) und Norwegen (20.000-40.000) zu finden (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 260.000-380.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Bruchwasserläufers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark	63-82	1963-1996
Finnland	200.000-300.000	1990-1995
Schweden	60.000-80.000	1990
Vereinigtes Königreich	1-5	1989-1993

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Prinzipiell ist der Bruchwasserläufer an geeigneten Gewässern von April bis in den Oktober hinein (mit Pause im Juni) anzutreffen. Aufgrund seiner Vielfältigkeit in seiner Rastplatzwahl während des Zuges kann der Bruchwasserläufer an Feuchtflächen in ganz Österreich auftreten. Die höchsten Zahlen sind aus den Marchauen und dem Seewinkel bekannt (ZUNA-KRATKY et al. 2000, WICHMANN et al. 2002, LABER 2003). Der Frühjahrsdurchzug erstreckt sich von April bis Ende Mai/Anfang Juni. Der Herbstzug be-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ginnt Ende Juni/Anfang Juli und endet im September. Einzelne Individuen sind noch bis Ende Oktober zu beobachten (LABER 2003). Der Frühjahrszug erstreckt sich im Gegensatz zum Herbstzug nur über einen kurzen Zeitraum und ist sehr pointiert mit einem Gipfel Ende April/Anfang Mai (LABER 2003, AURING unpubl.). Der Herbstzug ist zweigeteilt durch die unterschiedlichen Durchzugsperioden von Alt- und Jungvögeln. Altvögel ziehen ab Mitte/Ende Juni bis Ende Juli/Anfang August durch, erreichen aber schon Ende Juni/Anfang Juli ihr Maximum. Die ersten Jungvögel treten Mitte Juli auf, der Durchzug kulminiert dann Ende Juli/Anfang August (WICHMANN et al. 2002, LABER 2003).

51.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/declining, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Eine Aussage über die Entwicklung der Rastbestände ist schwer zu treffen, da erst seit wenigen Jahren standardisierte Zählungen stattfinden (vgl. LABER 2003).

Gefährdungsursachen: Der Verlust an geeigneten Feuchthabitaten ist für den Bruchwasserläufer trotz seiner Flexibilität in der Rastplatzwahl der wichtigste Gefährdungsfaktor. So kam (und kommt) es durch die Verbauung und Begradigung von Bächen und Flüssen zu einem großräumigen Verlust von Schlamm- und Überschwemmungsflächen. Durch Trockenlegungen, Intensivierung und Umbruch von Feuchtwiesen und zuletzt vermehrt die Verfüllung von Nassstellen auf Ackerflächen gehen viele Rast- und Nahrungsflächen verloren.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Offene Wiesenlandschaften in Überflutungsräumen mit hohem Wiesenanteil und Schlammflächen, v.a. aber auch vernässte Senken in der Ackerlandschaft müssen erhalten oder wiederhergestellt werden. Dazu sind die Instrumente des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL geeignet. Die Dynamik von Flüssen wie Donau, March oder Thaya sollte erhalten und wieder gesteigert werden. Im Seewinkel muss alles getan werden, um das Sinken der Grundwasserspiegel kurzfristig zu stoppen und diese längerfristig wieder zu erhöhen. Nur mit derartigen Maßnahmen kann sichergestellt werden, dass große Überschwemmungsflächen regelmäßig entstehen. Große Feuchtwiesenflächen und vernässte Äcker wie die Feuchte Ebene, die besonders in feuchten Jahren bedeutende Durchzugsgebiete darstellen, sollten renaturiert und Drainagen rückgebaut werden.

51.1.8 Verantwortung

Die Erfassung der Rastplatzbestände erfolgt über Zählungen von Gewässern und Feuchtflächen (vgl. LABER 2003).

51.1.9 Kartierung

Die Erfassung des Kampfläufers erfolgt über direkte Zählungen (vgl. LABER 2003). Das Untersuchungsgebiet sollte mit dem Fahrrad oder Auto abgefahren werden, wobei potentielle Rast- und Nahrungsflächen mit Spektiv und Fernglas abgesucht werden. Simultanzählungen sind notwendig, um Doppelzählungen zu vermeiden.

51.1.10 Wissenslücken

Vorhandene Monitoringprogramme (vgl. RÖSSLER & ZUNA-KRATKY 2000, LABER 2003) sollten fortgeführt und auf nicht erhobene Gebiete ausgedehnt werden. Um einen besseren Einblick in die Mechanismen des Durchzuges zu bekommen, wären Beringungsprogramme notwendig.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

51.1.11 Literatur

HOLMGREN, N. & PETTERSSON, J. (1998): Recoveries of Swedish-ringed Wood Sandpipers (*Tringa glareola*). Ring 20: 91-94.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91.

OSCHADLEUS, H.-D. (2002): The Wood Sandpiper (*Tringa glareola*) in South Africa - data from counting, atlasing and ringing. Ring 24: 71-80.

REMISIEWICZ, M. (1998): Development of the project “Tringa glareola 2000”. Ring 20: 83-90.

REMISIEWICZ, M. (2002): The present state and perspectives of the project "Tringa glareola 2000". Ring 24: 35-40.

RÖSSLER, M. & ZUNA-KRATKY, T. (2000): AURING Biologische Station Hohenau-Ringelsdorf. Jahresbericht 1999. Verein Auring, Hohenau. 57 pp.

WICHMANN, G.; BARKER, J.; ZUNA-KRATKY, T.; DONNERBAUM, K. & RÖSSLER, M. (2002): Spring and autumn Wood Sandpiper Migration in NE Austria. In: Workshop on the project “Tringa glareola 2000” – abstracts of the talks. Wader Study Group Bulletin 99: 20.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVÁ, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram. 285 pp.

51.2 Indikatoren und Schwellenwerte

51.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

51.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung (Herbst und Frühjahr sind getrennt zu bewerten)	Die Maximalzahl der Rastbestände im Herbst oder Frühjahr nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Die Maximalzahl der Rastbestände im Herbst oder Frühjahr bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Die Maximalzahl der Rastbestände im Herbst oder Frühjahr nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

51.3 Bewertungsanleitung

51.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

51.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Frühjahr:

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

Herbst:

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

52 A170 *PHALAROPUS LOBATUS*

52.1 Schutzobjektsteckbrief

52.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Odinshühnchen

Englisch: Red-necked Phalarope, Französisch: Phalarope á bec étroit, Italienisch: Falaropo beccosottile, Spanisch: Falaropo Picofino

52.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Scolopacidae – Schnepfen

Merkmale: Das Odinshühnchen ist der einzige regelmäßig im Binnenland auftretende Wassertreter. Schnabel schwarz und sehr dünn, zierliche Gestalt. Im Prachtkleid unverkennbar, zeichnet sich die Art im Jugendkleid durch die deutlich ockerfarbige Zeichnung der Oberseite, den einfarbig dunklen Scheitel sowie die rotbraune Tönung von Hals- und Brustseiten aus. Am ehesten fällt die Art immer durch die charakteristische Art der Nahrungssuche auf.

52.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Odinshühnchen treten zu allen Jahreszeiten in Trupps auf, außerhalb der Brutzeit bilden sie große Schwärme. Durchziehende Vögel im Binnenland sind allerdings meist einzeln, selten in kleinen Gruppen. Zur Brutzeit werden kleine lockere Brutkolonien gebildet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Fortpflanzung: Odinshühnchen werden im ersten Lebensjahr geschlechtsreif. Die Paarbindung besteht nur sehr kurz, sukzessive Polyandrie oder Polygynie wurden nachgewiesen. Selbst an den südlichsten Brutplätzen trifft die Art nicht vor Mitte Mai ein, in den nördlicher gelegenen Bereichen des Brutgebiets zieht sich die Ankunft in den Juni hinein. Das Nest ist in der Regel eine mit wenig Gräsern, Blattstücken und Flechten ausgekleidete Mulde. Normalerweise werden vier Eier gelegt, viel seltener nur drei. Die Brutdauer liegt bei 17-19 Tagen, die Jungvögel sind nach 18-20 Tagen flugfähig (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Nahrung und Nahrungssuche: Odinshühnchen ernähren sich fast ausschließlich von tierischer Beute. Mücken in allen Lebensstadien sind die wichtigste Beute, darüber hinaus werden auch andere kleine Insekten, Crustaceen und seltener kleine Spinnentiere, Ringelwürmer und Mollusken aufgenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Die Nahrungssuche erfolgt schwimmend, watend oder laufend. Beutetiere werden von der Wasseroberfläche abgelesen oder mit raschen Schnabelstößen gegriffen. Im Schwimmen sind die ruckartigen, kreiselnden Bewegungen für das Odinshühnchen und die anderen Wassertreter charakteristisch. Gründeln kommt nicht selten vor, fliegende Insekten können aus der Luft gegriffen werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

52.1.4 Autökologie

Lebensraum: Das Odinshühnchen brütet an kleinen Tümpeln oder Teichen oder in seichten Buchten größerer Stillgewässer. Angrenzend an die Brutplätze sind Tundra- oder Hochmoorflächen, feuchte Wiesen oder Weiden zu finden. Obwohl die Art in der Regel Feuchtbiotope bevorzugt kann sie auch in trockenem Grasland oder auf lückig bewachsener Tundra brüten. Als Nahrungsgebiet ist das Vorhandensein von flachen Stillgewässern (Süß-, Brack oder Salzwasser) erforderlich. Am Durchzug werden flache Meeresküsten und (viel seltener) Binnenge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

wässer genutzt, im Überwinterungsquartier lebt die Art pelagisch auf offener See in Meeren mit hohem oberflächennahen Planktonangebot (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

52.1.5 Populationsökologie

Wanderungen: Der Großteil der europäischen Brutpopulation zieht über das Schwarze Meer und die Kaspische See zu Überwinterungsgebieten in der Arabischen See. Die Weibchen verlassen das Brutgebiet Ende Juni, die Männchen ziehen Ende Juli ab. Der Großteil der Jungvögel beginnt erst im August und September mit dem Abzug. Der Heimzug findet im April und in der ersten Maihälfte statt.

52.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Odinshühnchen brütet zirkumpolar in subarktischen und arktischen Gebieten Eurasiens und Nordamerikas. In Europa erreicht es nach Süden hin auch die boreale Zone (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1977).

Europa: Das geschlossene europäische Brutgebiet umfasst die Tundren Norwegens, Nordschwedens, Mittel- und Nordfinnlands sowie des nördlichen Russlands. Die Art brütet sehr häufig in Island, selten auf den Faröer-Inseln und den Orkneys. Einzelbruten weiter südlich in Schottland, Irland und Estland (TOMKOVICH et al. 1997).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 24.000-36.000 Brutpaare

Tabelle: Brutbestand des Odinshühnchens in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark (Faröer Inseln)	50-50	1995-1996
Finnland	10.000-20.000	1990-1995
Großbritannien	36-36	1995
Irland	0-3	1988-1991
Schweden	14.000-16.000	1990

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Das Odinshühnchen ist in Österreich regelmäßiger Durchzügler zu beiden Zugzeiten, außerhalb des Neusiedler See-Gebiets tritt es allerdings überall nur unregelmäßig auf. So liegen z. B. aus dem Rheindelta bis 1994 erst 10 Nachweise der Art vor (BLUM 1997). Im Neusiedler See-Gebiet ist die Art vorwiegend an den seichten Lacken zu beobachten. Der Frühjahrszug dauert vom Anfang Mai bis Anfang Juni, der Herbstzug von Ende Juli bis Anfang Oktober. Im Rahmen von Zählungen in den Jahren1995-2001 wurden Tagessummen von 1-6 Exemplaren ermittelt, größere Konzentrationen kommen nur ganz ausnahmsweise vor (LABER 2003).

52.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Die geringen in Österreich auftretenden Zahlen lassen keine Beurteilung der Bestandsentwicklung zu.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gefährdungsursachen: Die geringen in Österreich auftretenden Zahlen lassen keine Beurteilung von spezifischen Gefährdungsursachen zu.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Das wichtigste österreichische Rastgebiet, die Lacken des Seewinkels im Burgenland, unterliegen dem Flächenschutz des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel.

52.1.8 Verantwortung

Aus internationaler Sicht hat Österreich keine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung des Odinshühnchens.

52.1.9 Kartierung

Das Auftreten der Art in Österreich sollte weiterhin genau dokumentiert werden.

52.1.10 Wissenslücken

Zum Vorkommen des Odinshühnchens in Österreich liegt bislang keine zusammenfassende Auswertung vor. Eine derartige Zusammenstellung aller verfügbaren Daten wäre wünschenswert.

52.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BLUM, V. (1997): 15 Jahre Limikolenzählung im Vorarlberger Rheindelta. Vorarlberger Naturschau 3: 119-150.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BEZZEL, E. & BAUER, K. (1977) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 895 pp.

LABER, J. (2003): Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. Egretta 46: 1-91

TOMKOVICH, P.; VUOLANTO, S. & MOROZOV, V. (1997): *Phalaropus lobatus* Red-necked Phalarope. Pp 317 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

52.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Das Odinshühnchen tritt in Österreich nur vereinzelt oder in kleinen Trupps auf, die meisten Rastplätze werden nur sehr unregelmäßig aufgesucht. Eine Angabe von Populationsindikatoren zum günstigen Erhaltungszustand ist aus diesem Grund nicht möglich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

53 A176 *LARUS MELANOCEPHALUS*

53.1 Schutzobjektsteckbrief

53.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schwarzkopfmöwe

Englisch: Mediterranean Gull, Französisch: Mouette mélanocéphale, Italienisch: Gabbiano corallino, Spanisch: Gaviota cabecinegra

53.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Laridae – Möwen

Merkmale: Die Schwarzkopfmöwe ist wenig größer als die Lachmöwe und unterscheidet sich von dieser durch einen kürzeren und dickeren Schnabel, etwas kürzere Flügel und längere Beine. Die Altvögel sind durch die an der Unterseite einheitlich weißen Flügel, die sehr hellgraue Oberseite, kräftig roten Schnabel und Beine und die schwarze „Kapuze“ unverkennbar. Vögel im Jugend- und ersten Winterkleid ähneln der Sturmmöwe, haben aber weiße Unterflügeldecken, ein helles weißes Flügelfeld, eine schmalere Schwanzendbinde sowie einen dunklen Schnabel mit rötlicher Basis. Jungvögel haben ab September eine schwarze „Maske“ am Hinterkopf.

53.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Schwarzkopfmöwen leben das ganze Jahr über in Gruppen. Zur Brutzeit bildet sie große Kolonien (häufig zusammen mit Brandseeschwalben, Dünnschnabelmöwen oder Flussseeschwalben), die im Hauptverbreitungsgebiet nur selten weniger als einige Hundert Paare umfassen und regelmäßig auch nach vielen Tausenden zählen; Koloniegrößen zwischen 15.000 und 45.000 Brutpaaren kommen in Russland regelmäßig vor. Andernorts sind die Kolonien jedoch bedeutend kleiner. Die Brutvögel in Mittel- und Westeuropa brüten zumeist im Anschluss an Kolonien anderer Lariden, vorzugsweise Lachmöwen (MEININGER & BEKHUIS 1990, BOSCHERT 2002) und seltener auch Sturmmöwen und Flussseeschwalben. In Österreich brütet die Art ausschließlich zusammen mit Lachmöwen, im Seewinkel bildet sie dabei zumeist kleine Unterkolonien. Auf dem Zug und im Winterquartier bildet die Art große Schwärme, die oft mehrere Tausend Exemplare umfassen. Landeinwärts nahrungssuchende Schwarzkopfmöwen sind oft mit Lachmöwen vergesellschaftet, an den Schlafplätzen bildet die Schwarzkopfmöwe jedoch zumeist artreine Gesellschaften (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

Fortpflanzung: Schwarzkopfmöwen leben in monogamer Saisonehe, die Verpaarung erfolgt zumindest teilweise bereits vor der Ankunft in den Brutgebieten. In Mitteleuropa kommen die ersten Vögel zwischen Mitte März und Ende April in ihren Brutgebieten an, der Bezug der Brutplätze fällt am Schwarzen Meer auf Mitte April, die Eiablage beginnt hier Anfang Mai und erreicht in der zweiten Maidekade seinen Höhepunkt. Auch in Mitteleuropa liegen der Brutbeginn und die Hauptlegephase zeitlich ähnlich, also immer um einiges später als bei der Lachmöwe. Das Nest findet sich in lockeren Gras- oder Krautfluren auf trockenem Boden. Vollgelege bestehen zumeist aus drei, nur selten aus zwei Eiern. An der Bebrütung der Eier sind beide Partner beteiligt, sie dauert 23-26 Tage. Die Jungvögel werden 35-40 Tage nach dem Schlupf flügge, sie werden bald danach von den Altvögeln unabhängig. Schwarzkopfmöwen brüten erstmals im zweiten oder dritten Lebensjahr (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrung und Nahrungssuche: Zur Brutzeit besteht die Nahrung der Schwarzkopfmöwe überwiegend aus Insekten, zu anderen Zeiten des Jahres hauptsächlich aus Seewasserfischen und Mollusken. Zusätzliche Nahrungskomponenten sind zur Brutzeit Mollusken, Ringelwürmer, Spinnen, Tausendfüßler, Crustaceen, kleine Fische und Kleinsäuger, zu anderen Jahreszeiten auch menschliche Abfälle. Die brutzeitliche Insektennahrung wird von Käfern, Ameisen, Schmetterlingen und Heuschrecken dominiert (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

Die Nahrungserwerbstechniken sind ähnlich vielfältig wie die der Lachmöwe, doch spielt bei der Schwarzkopfmöwe auch die Flugjagd eine größere Rolle, so werden etwa Käfer offenbar vorwiegend im Flug erbeutet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

53.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Schwarzkopfmöwe brütet in Küstenregionen mit niederer Vegetation und kleinen Inseln. Sie besiedelt hier Flussdeltas, Flussmündungen, Lagunen und Sumpfgebiete. Am Schwarzen Meer liegen die eigentlichen Brutplätze auf küstennahen Inseln an trockenen Plätzen mit niedriger oder mäßig hoher spärlicher Vegetation, Stellen mit höherem Bewuchs (Bäume, niedere Büsche) werden ebenso gemieden wie gänzlich vegetationslose Bereiche. Andernorts brütet die Art auch an Dämmen in Salinen und Lagunen sowie in Grasland oder Feldern, aber immer in unmittelbarer Nachbarschaft zu freien Wasserflächen. Im Binnenland brütet die Schwarzkopfmöwe fast immer im Anschluss an Lachmöwenkolonien. Im Seewinkel liegen die Brutplätze am Rand der Sodalacken auf spärlich bewachsenen Halbinseln oder Insel, teilweise aber auch in gemähten Schilfbeständen. An den Innstauseen brüten die Schwarzkopfmöwen auf Inseln und Leitdämmen, im Rheindelta werden künstlich aufgeschüttete Inseln und Schilfflächen genutzt. Zum Nahrungserwerb werden zur Brutzeit vor allem Steppen, Ackerland und Wiesen, aber auch Lagunen, Salinen, Reisfelder und küstennahe Meeresgebiete aufgesucht; im Seewinkel halten sich nahrungssuchende Schwarzkopfmöwen regelmäßig zusammen mit Lachmöwen in Weingärten auf. Die Vögel können sich dabei sehr weit von den Brutkolonien entfernen, es wurden in der Literatur Distanzen bis zu 70, 80 Kilometer angegeben. Außerhalb der Brutzeit ist die Schwarzkopfmöwe hauptsächlich an den Küsten und (überwiegend) am offenen Meer anzutreffen. Im Binnenland halten sich die wenigen Durchzügler und Wintergäste hauptsächlich an große Seen und Stauseen, aber auch an Flüsse (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

53.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Obwohl Schwarzkopfmöwen in mehreren Brutgebieten (z. B. Holland, Italien, Ukraine) auch langjährig beringt wurden (BOLDREGHINI et al. 1992), wurden bislang nur wenige Angaben zu Bruterfolg und Mortalität veröffentlicht. Aufgrund dieser spärlichen Datenlage sind daher Aussagen zur Populationsdynamik der Art für mitteleuropäische Brutvorkommen nicht möglich. Allgemein ist festzuhalten, dass die Schwarzkopfmöwe nur eine sehr geringe Ortstreue zeigt und Umsiedlungen auch über sehr große Distanzen regelmäßig registriert werden (BEKHUIS et al. 1997). Hohe Bruterfolge in der Ukraine und auch in den Niederlanden und Belgien haben vermutlich nicht unwesentlich zur rezenten Bestandszunahme der Art in Mitteleuropa beigetragen (BOSCHERT 2002).

Wanderungen: Das Haupt-Überwinterungsgebiet der Schwarzkopfmöwe liegt im Mittelmeer. Speziell wichtige Regionen sind hier die Umgebung des Nil-Deltas, das zentrale Mittelmeer und das Ionische Meer um Sizilien, Malta, Tunesien und Libyen sowie der Golf von Lyon südlich entlang der spanischen Mittelmeerküste bis Malaga. Teile der dortigen Brutpopulation überwintern auch im Schwarzen Meer. Außerhalb des Mittelmeeres überwintert die Schwarzkopfmöwe auch an den Atlantikküsten der Iberischen Halbinsel und in der französischen Biskaya, sowie entlang der marokkanischen Atlantikküste südlich bis nach Mauretanien. In geringer Zahl tritt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

die Art im Winter nunmehr auch in Nordwesteuropa auf. Der Abzug der Jungvögel aus dem nördlichen Schwarzen Meer beginnt schon im späten Juni/frühen Juli, die Hauptzugzeit am Bosporus und im Ägäischen Meer fällt in den September. Ein Teil der Jungvögel verstreicht ins Binnenland, aus Österreich liegen mehrere Ringfunde von am Schwarzen Meer beringten Exemplaren vor. Der Heimzug ins Schwarze Meer dauert von Anfang März bis Ende Mai, doch übersommern viele noch nicht brutreife Vögel im Mittelmeergebiet. In kleiner Zahl zieht die Art auch vom Schwarzen Meer über das Binnenland an die Baltische See und von hier aus über Ost- und Nordsee nach Westeuropa und an die Atlantikküsten. Der Wegzug in Nordwesteuropa erstreckt sich von Juli-Oktober, der (zahlenmäßig geringere) Heimzug findet im März und April (Altvögel) und Mai (Vögel im ersten Lebensjahr) statt (CRAMP & SIMMONS 1983). Beringte Schwarzkopfmöwen aus Holland und Belgien wurden vorwiegend westlich ihres Brutgebiets an der Atlantikküste von Nordwestfrankreich südlich bis Marokko sowie im Süden der Britischen Inseln festgestellt. Markierte Schwarzkopfmöwen aus Norditalien verteilen sich in der Adria und im Norden des westlichen Mittelmeeres, wenige Vögel erreichten die Atlantikküsten Marokkos und Frankreichs, Holland und Tunesien (BOLDREGHINI et al. 1992). Die Brutvögel des Seewinkels überwintern vermutlich wie die Mehrzahl der ungarischen Vögel an der französischen Atlantikküste, es ist aber möglich, das ein kleiner Teil der österreichischen Brutvögel auch nach Süden an die Adria zieht (LABER 2000).

53.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Schwerpunkt des Brutareals der Schwarzkopfmöwe liegt an den Küsten des nordwestlichen Schwarzen Meeres und im Asowschen Meer, hier brütet der Großteil des Weltbestandes der Art. Außerhalb dieses Gebiets tritt die Art in isolierten Vorkommen am Kaspischen Meer, in der Türkei, im Mittelmeergebiet (Griechenland, nördliche Adria, französische Mittelmeerküste) und sehr lokal in West-, Mittel- und Osteuropa auf. Alle Brutvorkommen im mittel- und westeuropäischen Binnenland sowie im westlichen Mittelmeergebiet gehen auf Neu-Ansiedlungen, die etwa in den 1950er Jahren begonnen haben, zurück. Noch in den 1940er Jahren konzentrierte sich das Vorkommen der Schwarzkopfmöwe fast ausschließlich auf das nordwestliche Schwarze Meer; hier wurden in den folgenden Jahrzehnten extreme Bestandsschwankungen bekannt mit z. B. nur maximal 17.000 Brutpaaren in den Jahren 1967-1974 und einem dramatischen Anstieg in den darauffolgenden Jahren der zu einem Gipfel von 335.000 Paaren im Jahr 1983 führte, danach kam es bis 1993 wiederum zu einem Bestandszusammenbruch auf weniger als 20.000 Paare (BEKHUIS et al. 1997).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) wurde die Schwarzkopfmöwe in 21 Staaten als Brutvogel nachgewiesen. Der europäische Brutbestand der Art wurde Mitte der 1990er Jahre auf 190.000-320.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen die Ukraine mit 180.000-336.000 Paaren, die Türkei mit 4.900-5.500 Paaren, Russland mit 2.000-13.000 Paaren sowie Griechenland mit 2.000-5.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 3.400-9.400 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände der Schwarzkopfmöwe in der Europäischen Union. Nach Daten in (*) BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000), (**) BOSCHERT (2002) und BEKHUIS et al. (1997).

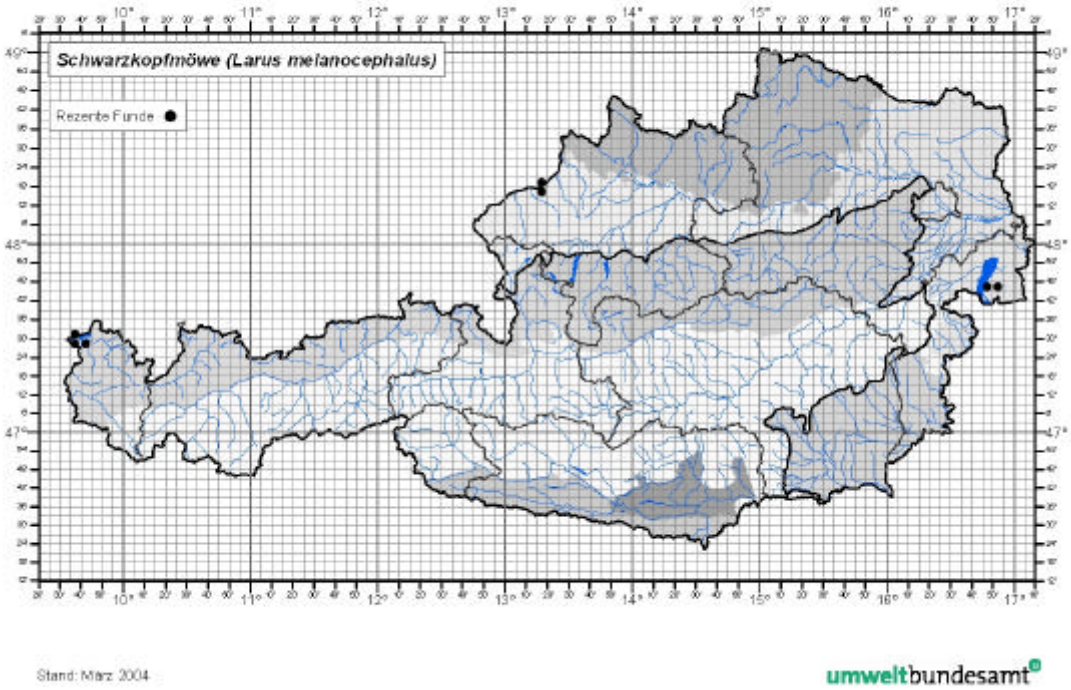
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	20-40	1998-2002
Belgien	123 *	1996
Dänemark	0-1 *	1993-1996
Deutschland	116 **	1999
Frankreich	871-882 *	1997
Griechenland	2.000-5.000 *	
Italien	223-3.238 *	1988-1997
Niederlande	210 ***	1994
Spanien	10-20 *	
Vereinigtes Königreich	13-22 *	1989-1993

Österreich/Verbreitung: In Österreich brütet die Schwarzkopfmöwen an drei Stellen regelmäßig: Seit Beginn der 1990er Jahre im Seewinkel (LABER 2000), seit 1988 an den Innstauseen (BILLINGER 1995) und ebenfalls seit 1988 im Rheindelta (KILZER et al. 2002).

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Die Art brütet am Illmitzer Zicksee und an der Langen Lacke, 2002 auch am St. Andräer Zicksee. Der Bestand lag 1998 bei sechs, 1999 bei 14, 2000 und 2001 bei jeweils 36 und 2002 bei 16 Paaren (J. LABER, M. DVORAK ABÖ). *Oberösterreich*: Der Brutbestand hat sich in den Jahren 1997-2001 von fünf auf ca. 10 vergrößert (BRADER & AUBRECHT 2003). *Vorarlberg*: 1999 brüteten an der Rheinmündung sechs Paare. Diese Zahl, die auch 1996 erreicht wurde, stellt das Maximum des Brutbestands dar; 2001 kam es hingegen zu keiner Brut (KILZER et al. 2002).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Abseits der Brutgebiete ist die Art ein unregelmäßiger Durchzügler in sehr geringer Zahl.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



53.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/Secure, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Bevor sich das regelmäßige österreichische Brutvorkommen in den späten 1980er/frühen1990er Jahren etablierte kam es, wie in angrenzenden Ländern, in mehreren Jahren zu Bruten und Brutzeitbeobachtungen einzelner Paare. Im Seewinkel wurde 1977 eine erfolgreiche Brut dokumentiert (STAUDINGER 1978), 1981 und 1983 fanden mit großer Wahrscheinlichkeit Bruten statt. Ab 1988 brütete die Art fast alljährlich, doch waren es bis 1995 nur jeweils einzelne (1988 zwei) Paare, 1995 hingegen fünf, 1996 drei und 1997 dann 11 (DVORAK et al. 1993, LABER 2000). In ganz ähnlicher Weise entwickelten sich die Ansiedlungen im Rheindelta und an den Innstauseen. Diese Periode der Konsolidierung und des Wachstums des österreichischen Vorkommens fällt in eine Phase, in der auch in anderen Gebieten Mittel- und Westeuropas neue Ansiedlungen und deutliche Bestandszunahmen in bestehenden Vorkommen festgestellt wurden (z.B. BEKHUIS et al. 1997, BOSCHERT 2002).

Gefährdungsursachen: Alle drei österreichischen Brutvorkommen befinden sich in Gebieten, die einem Flächenschutz als Nationalpark oder Naturschutzgebiet unterliegen. Ein gewisses Gefährdungspotential besteht durch die Bindung der Art an Lachmöwen-Kolonien und durch die Sukzession an den Standorten dieser Kolonien, die zur Aufgabe von Brutplätzen führen kann.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen müssen in der Schaffung und Pflege von ungestörten Brutmöglichkeiten für Mö-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

wen- und Seeschwalbenarten in den Vorkommensgebieten bestehen. Erfolgreich in dieser Hinsicht waren bislang Maßnahmen im Rheindelta und an den Innstauseen.

53.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Schwarzkopfmöwe weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

53.1.9 Kartierung

Erhebungen der Schwarzkopfmöwe sind im Rahmen längerer Beobachtungsserien in den Lachmöwenkolonien zu Beginn der Brutzeit möglich. Zu beachten ist, das Schwarzkopfmöwen später als Lachmöwen mit der Brut beginnen, die ideale Erhebungszeit ist daher die erste Mai-Hälfte.

53.1.10 Wissenslücken

Die Bestandsentwicklung der Schwarzkopfmöwe ist durch Erhebungen seit Beginn der Ansiedlung relativ gut bekannt, diese Erfassungen sollten auch zukünftig weitergeführt werden.

53.1.11 Literatur

BEKHUIS, J., MEININGER, P. & A.G. RUDENKO (1997): *Larus melanocephalus* Mediterranean Gull. Pp 324-325 in E.J.M. HAGEMEIJER & M.J. BLAIR (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

BILLINGER, K. (1995): Schwarzkopfmöwen (*Larus melanocephalus*) am Unteren Inn – Protokoll der Eroberung eines neuen Brutgebiets. Mitt. Zool. Ges. Braunau 6/3: 257-280.

BOLDREGHINI, P.; MEININGER, P.L. & SANTOLINI, R. (1992): Preliminary results of ringing Mediterranean Gulls *Larus melanocephalus* breeding in the Netherlands, Belgium and Italy. Avocetta 16: 73-74.

BOSCHERT, M. (2002): Bestandssituation der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* in Deutschland unter Einbeziehung der Ergebnisse der ersten bundesweiten Zählung 1999. Vogelwelt 123: 241-252.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 3 Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford. 913 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/1. Stercorariidae – Laridae. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 700 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

LABER, J. (2000): Die Brutbestandsentwicklung der Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*) im Seewinkel. Egretta 43: 112-118.

MEININGER, P.L. & BEKHUIS, J.F. (1990): De Zwartkopmeeuw *Larus melanocephalus* als broedvogel in Nederland en Europa. Limosa 63: 121-134.

STAUDINGER, M. (1978): Erfolgreiche Brut der Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*) im Burgenland, Österreich. Egretta 21: 8-11.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

53.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Schwarzkopfmöwe ist in drei SPAs regelmäßiger Brutvogel. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da einerseits der Bestand der Art alljährlich erhoben wird und andererseits die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Habitatindikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben.

53.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

53.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um 21-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

53.3 Bewertungsanleitung

53.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

53.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

54 A190 *STERNA CASPIA*

54.1 Schutzobjektsteckbrief

54.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Raubseeschwalbe

Englisch: Caspian Tern, Französisch: Sterne caspienne, Italienisch: Sterna maggiore, Spanisch: Pagaza Piquirroja

54.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Sternidae – Seeschwalben

Merkmale: Die Raubseeschwalbe ist die mit Abstand größte europäische Seeschwalbe und wirkt im Flug eher wie eine Möwe. Der Schnabel der Altvögel ist groß und leuchtend rot, am Kopf findet sich eine schwarze Kappe, die Oberseite ist hellgrau, der Rest des Körpers weiß und die Beine schwarz. Jungvögel haben einen mehr orangefarbenen Schnabel, gelblichgrüne Beine und dunkle Streifen auf Oberseite und Flügeln.

54.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Raubseeschwalbe brütet in kleineren und größeren Kolonien, an der Ostsee sind jedoch auch einzeln brütende Paare nicht selten. Abseits der Ostsee sind allerdings größere Brutkolonien von mehreren Hundert Paaren die Regel. Sowohl solitär wie auch gesellig nistende Paare suchen in der Regel Anschluss an andere Möwen und Seeschwalben, bilden aber artreine Teilkolonien. Am Zug und im Winterquartier treten Raubseeschwalben außerhalb der gemeinsamen Schlafplätze zumeist nur in kleinen Gruppen, im Familienverband oder einzeln auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Fortpflanzung: Raubseeschwalben führen eine monogame Saisonehe, sie kommen zumeist schon verpaart an den Brutplätzen an. Die Ankunft im Brutgebiet erfolgt früher als bei den anderen Seeschwalben. Die Eiablage beginnt an der Ostsee Anfang Mai, die spätesten Gelege finden sich Mitte Juli. Die Gelege bestehen aus zwei oder drei Eiern und werden 24-25 Tage bebrütet. Die Jungvögel verlassen mit 25-28 Tagen die Nestumgebung und sind im Alter von etwa fünf Wochen flugfähig. Raubseeschwalben führen nur eine Brut pro Jahr durch, doch sind Ersatzgelege möglich. Die Art wird erst im Alter von 3-4 Jahren geschlechtsreif, es sind aber auch bereits ein- oder zweijährige Vögel an den Brutplätzen zu finden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Nahrung und Nahrungssuche: Raubseeschwalben erbeuten fast ausschließlich kleinere Fische mit Größen zwischen drei und 25 Zentimetern. Die Arten-Zusammensetzung der Nahrungsfische hängt natürlich vom Koloniestandort und der dort vorkommenden Fischfauna ab, der Jagdweise entsprechend werden jedoch vorwiegend Arten gefangen, die sich knapp unter der Oberfläche aufhalten. An der Ostsee waren dies im Meer vor allem Hering, Makrele und Scholle, im Süßwasser Barsche, verschiedene Salmoniden und Karpfenartige (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Die hauptsächliche Jagdtechnik der Raubseeschwalbe ist das Stoßtauchen, seltener werden Beutetiere auch an oder knapp unter der Wasseroberfläche nach Art der *Chlidonias*-Arten gegriffen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

54.1.4 Autökologie

Lebensraum: In Nordeuropa brütet die Raubseeschwalbe vor allem an brackigen Gewässern, nur wenige am Süßwasser. Sie besiedelt hier mehr oder weniger vegetationsfreie oder nur mit niederer Vegetation bewachsene Stellen an sandigen Küstenabschnitten, in Meeresbuchten, küstennahen Lagunen und Salinen und vorgelagerten Sand- oder Felsinseln. Im Binnenland ist die Art meist auf kleinen Inseln großer Gewässer anzutreffen. Wichtig ist in jedem Fall weitgehender Schutz vor Störungen. Zur Nahrungssuche werden seichte und klare Bereiche der Brutgewässer genutzt. Am Zug können Raubseeschwalben auch an kleineren Seen, Flussstauseen, Fischteichen, Schottergruben und Überschwemmungsflächen beobachtet werden. Zu längeren Aufenthalten werden aber nur weitläufigere Gebiete mit als Ruhe- und Schlafplätze geeigneten, störungsfreien Sand- und Schotterbänken genutzt. Im Winterquartier hält sich die Raubseeschwalbe in Überschwemmungsgebieten und den Unterläufen und Mündungen großer Flüsse auf (KASTEPÖLD et al. 1997, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

54.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg wird hauptsächlich durch Witterungseinflüsse und Unterernährung der Jungvögel beeinträchtigt. Untersuchungen zur Populationsdynamik wurden in verschiedenen Teilen des Verbreitungsgebiets durchgeführt, sollen aber hier nicht näher behandelt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Wanderungen: Die Raubseeschwalbe ist ein Weitstreckenzieher. Das hauptsächliche Überwinterungsgebiet für die Brutvögel der Ostsee und des Schwarzen Meeres liegt in Westafrika im Überschwemmungsgebiet des Niger in Mali. Die Brutvögel des Wolgadeltas überwintern zusammen mit den Vögeln der zentralasiatischen Populationen auf der Arabischen Halbinsel und an den Küsten des Indischen Subkontinentes. Der Wegzug beginnt Ende Juli und setzt sich bis in den Oktober hinein fort. Am Heimzug wird Mitteleuropa im April rasch und ohne längere Aufenthalte überquert, Ende April trifft die Mehrzahl der Brutvögel an der Ostsee ein. Umherstreichende Nichtbrüter treten in Mitteleuropa noch von Mai bis Juli auf (KASTEPÖLD et al. 1997, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

54.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das sehr ausgedehnte Brutareal der Raubseeschwalbe umfasst alle Kontinente mit Ausnahme der Antarktis und Südamerika. Die einzelnen Vorkommen in diesem riesigen Verbreitungsgebiet sind allerdings oft durch weite Entfernungen voneinander getrennt (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) tritt die Raubseeschwalbe in sechs Staaten als regelmäßiger Brutvogel auf. Das europäische Brutareal ist weitgehend auf die Küsten der Ostsee sowie die Nordküste des Schwarzen Meeres und das Wolgadelta am Kaspischen Meer beschränkt. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 4.800-8.100 Paare geschätzt, die größten Bestände finden sich in Russland mit 3.000-5.500 Paaren und in der Ukraine mit 250-800 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 1.100-1.250 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände der Raubseeschwalbe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Finnland	700-750	1990-1995
Schweden	425-500	1990

Österreich/Verbreitung: Aus Österreich sind keine historischen und aktuellen Brutvorkommen bekannt. Die Raubseeschwalbe tritt zu beiden Zugzeiten nur in wenigen Gebieten als regelmäßiger Durchzügler auf, Nachweise liegen aber aus allen Bundesländern vor.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Raubseeschwalbe ist in Österreich Durchzügler sowohl im Frühjahr als auch im Herbst, tritt allerdings nur in drei Gebieten alljährlich auf: Im Rheindelta am Bodensee überwiegt der Herbstzug bei weitem, die größten Trupps umfassten hier neun und 11 Exemplare, zumeist werden aber nur 1-2 Individuen beobachtet (STARK 1999). Im Neusiedler See-Gebiet tritt die Raubseeschwalbe hingegen auch im Frühjahr regelmäßig auf. Der Gipfel des Frühjahrszugs liegt Mitte April, der Höhepunkt des Herbstzuges fällt auf die erste Hälfte des Septembers. Zwischen 1966 und 1992 wurden alljährlich im Schnitt 10 Raubseeschwalben nachgewiesen, diese Zahl schwankte aber je nach Jahr stark (maximal 49, minimal 1); die meisten Nachweise betreffen nur 1-2 Individuen (DVORAK 1994). Im Bereich der Alberner Schotterbank (Wien) rastet die Art am Frühjahrszug Anfang-Mitte April in bis zu 10 Exemplaren, kleine Trupps von 3-7 Vögeln werden regelmäßig beobachtet (ABÖ).

54.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Endangered, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: II

Entwicklungstendenzen: Sowohl im Rheindelta (Vorarlberg) als auch im Neusiedler See-Gebiet (Burgenland) ist die Zahl der gemeldeten Raubseeschwalben in den letzten Jahrzehnten nicht markant angestiegen (ABÖ, STARK 1999). Die Brutbestände in der Ostsee haben in den letzten drei Jahrzehnten von 2.200 Paaren im Jahr 1971 auf 1.500 Paare im Jahr 1992 abgenommen. Als Gründe dafür werden erhöhte Prädation an der Brutplätzen durch den eingeführten Amerikanischen Mink (*Mustela vison*), erhöhter Jagddruck im afrikanischen Winterquartier und trockene Jahre in der Sahelzone angeführt (KASTEPÖLD et al. 1997).

Gefährdungsursachen: Degradierungen und Flächenverluste von Feuchtgebieten sowie Veränderungen im Wasserhaushalt haben sicherlich auf die Eignung dieser Bereiche als Rastplatz für die Raubseeschwalbe einen Einfluss. Die Art ist aber schon aus natürlichen Gründen in Österreich viel zu selten, um diese möglichen negativen Einflüsse zu quantifizieren.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Durchziehende Raubseeschwalben profitieren sicherlich von allen Maßnahmen, die zur Erhaltung von Feuchtlebensräumen, zur extensiven Bewirtschaftung von Fischteichen und allgemein zur Wiederherstellung von naturnahen Verhältnissen in größeren Feuchtgebieten gesetzt werden.

54.1.8 Verantwortung

Österreich ist aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Raubseeschwalbe weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

54.1.9 Kartierung

Durchziehende Raubseeschwalben sind in der Regel auffällig und visuell leicht zu erfassen.

54.1.10 Wissenslücken

Das Auftreten der Raubseeschwalbe in Österreich ist durch zahlreiche unveröffentlichte Beobachtungen in den Archiven von BirdLife Österreich, von ornithologischen Arbeitsgemeinschaften und von Privatpersonen gut dokumentiert. Eine zusammenfassende Auswertung dieser Daten wäre anzustreben.

54.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DVORAK, M. (1994): Möwen und Seeschwalben. Pp. 177-194 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/2. Sternidae - Alcidae. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 572 pp.

KASTEPÖLD, J.; STAAV, R. & STJERNBERG, T. (1997): *Sterna caspia* Caspian Tern. Pp 350-351 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

STARK, H. (1999): Raubseeschwalbe *Sterna caspia*. In: HEINE, G., JACOBY, H., LEUZINGER, H. & H. STARK: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 470-471.

54.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Da die Raubseeschwalbe in Österreich nur in sehr wenigen Gebieten einigermaßen regelmäßig auftritt und auch hier alljährlich immer nur wenige Exemplare zu beobachten sind, ist die Angabe von allgemeinen Habitat- oder Populationsindikatoren nicht sinnvoll. Da die Zahl der alljährlich durchziehenden Individuen kaum von lokalen Faktoren abhängt ist auch eine lokale Festlegung von Populationsindikatoren nicht sinnvoll.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

55 A193 *STERNA HIRUNDO*

55.1 Schutzobjektsteckbrief

55.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Flussseeschwalbe

Englisch: Common Tern, Französisch: Sterne pierregarin, Italienisch: Sterna commune, Spanisch: Charrán común

55.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Sternidae – Seeschwalben

Merkmale: Die Flussseeschwalbe ist im Brutkleid in Österreich nur mit der in Österreich als sehr seltener Durchzügler auftretenden Küstenseeschwalbe zu verwechseln. Dieser sehr ähnlich, aber bei der Flussseeschwalbe Schnabel, Kopf und Beine länger, Hals-Kopfprofil länger, im Flug scheinen nur die inneren Handschwingen durch (bei Küstenseeschwalbe alle). Im Prachtkleid Schnabel orangerot mit (manchmal sehr kleiner) schwarzer Spitze, Unterseite hellgrau und zumeist ohne Kontrast zu den weißen Wangen, Schwanzspieße überragen Flügelspitzen nicht, schwarzer Flügelkeil auf der Oberseite der Flügel vor allem im Sommer dunkler. Im Schlichtkleid dunkler Streif am Bug, Stirn und Unterseite weiß. Im Jugendkleid Armschwingen diffus schwarz (im Flug), Schnabelbasis orange (dunkelt bei Küstenseeschwalbe bereits früh nach), schmales weißes Feld zwischen Armflügel-Vorderrand und Armschwingen-Hinterrand.

55.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Flussseeschwalbe ist ein ganzjährig sozialer Vogel. Sie brütet in Kolonien, die aus nur wenigen, manchmal aber auch aus über Tausend Paaren bestehen können. Die größte Brutkolonie in Großbritannien in den Jahren 1988-1991 umfasste z. B. 700 Brutpaare (GIBBONS et al. 1993). Großkolonien finden sich fast ausschließlich an den Küsten, Vorkommen im Binnenland bestehen generell aus weniger Paaren. Flussseeschwalben brüten oft in gemischten Kolonien mit anderen Seeschwalbenarten oder mit Möwen, an der Küste am häufigsten zusammen mit der Küstenseeschwalbe, im Binnenland bisweilen mit der Lachmöwe. Um das Nest wird ein kleiner Bereich als Nestterritorium verteidigt. Zur Brutzeit geht die Art der Nahrungssuche einzeln oder höchstens in kleinen Gruppen nach, an den Schlafplätzen kann es hingegen zu größeren Ansammlungen vom mehreren Hundert, aber auch bis zu 3.000 Exemplaren kommen. Nach der Brutsaison und am Zug sind Flussseeschwalben zumeist in kleinen Familientrupps oder kleinen Gruppen von Alt- und Jungvögeln anzutreffen, die maximal 12 Exemplare zählen. Nichtbrütende ein- und mehrjährige Vögel in den Winterquartieren sind häufig mit anderen Seeschwalbenarten vergesellschaftet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

Fortpflanzung: Die Flussseeschwalbe ist monogam, in vielen Fällen bleiben die Paare über mehrere Jahre hinweg zusammen. In Mitteleuropa treffen die ersten Vögel ab Anfang/Mitte April in den Brutgebieten ein, die Eiablage beginnt ab Anfang Mai und konzentriert sich in vielen Teilen Mitteleuropas auf Mitte Mai. Im Seewinkel fällt der Brutbeginn zumeist in die erste und zweite Maidekade, späte Bruten (Nachgelege) sind bis Ende Juni/Anfang Juli möglich. Bei Brutverlusten sind mindestens zwei Nachgelege möglich. Das Nest wird am Boden angelegt, zumeist in der Nähe von Vertikalstrukturen wie Grasbüschel, größeren Steinen und Vegetationsgrenzen. Bei Mangel an hinreichend vegetationsfreien Stellen wird das Nest auch zwischen Steine,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

in Seggenbülten, auf Treibgut, in aufgegebene Lachmöwennester oder auf Schilfhaufen gebaut. Vollgelege bestehen zumeist aus drei Eiern, ein geringer Prozentsatz besteht aus zwei Eiern. An der Bebrütung der Eier sind beide Partner beteiligt, sie dauert 20-26, zumeist 23 Tage. Die Jungvögel werden im Alter von 22-28 Tagen flugfähig, werden aber noch längere Zeit (mindestens 6 Wochen) von den Altvögeln gefüttert. Die erste Brut wird in der Regel erst im Alter von 3-4 Jahren durchgeführt, manche Vögel brüten schon mit zwei Jahren erstmals (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung der Flussseeschwalbe besteht an den Meeresküsten vorwiegend aus kleinen Fischen, gefolgt von Krebsen; in geringerem Ausmaß werden Kopffüßler, Flügelschnecken, Borstenwürmer sowie Muscheln und Schnecken erbeutet. Im Binnenland erbeutet die Art ebenfalls in der Hauptsache kleine Fische, hier können aber auch Wasserinsekten und deren Larven einen bedeutenden Anteil an der Nahrung haben, daneben werden auch terrestrische Insekten wie Mücken, Kleinschmetterlinge, Käfer, Libellen und Zikaden gefangen (zumindest von der Anzahl her können diese bisweilen einen großen Prozentsatz aufgenommener Nahrungstiere bilden) und selten finden sich auch Reste von Froschlurchen, Kaulquappen, Egel u.a. Im Seewinkel machen kleine Fische zwar ebenfalls vom Gewicht her den Hauptteil der Nahrung aus, zusätzlich wird aber eine Vielzahl an Insekten erbeutet. An erster Stelle stehen hier die Larven großer Schwimm- und Wasserkäfer, gefolgt von Imagines von Libellen, Imagines von Käfern, geflügelten Ameisen, Kleinschmetterlingen, Köcherfliegen, Eintagsfliegen und Mücken. Unter den Fischen wurden (nach einer Untersuchung aus den 1950er Jahren) am Neusiedler See am häufigsten Rotfeder, Laube, Brachsen und Karausche gefangen, also Arten der offenen Wasserfläche und der Schilflacken (BAUER 1965, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Das Stoßtauchen ist die mit Abstand häufigste Form des Nahrungserwerbs bei der Flussseeschwalbe. An andere Techniken sind Ansitzfischen, Aufpicken von Halmen und Blättern im Bogenflug mit oder ohne Rütteln, Suchflüge mit anschließendem Schrägstoß, Kleptoparasitismus, Flugjagd niedrig über dem Wasser oder dem Land (auf Insekten) und ausnahmsweise auch Bodenjagd beschrieben worden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

55.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Flussseeschwalbe besiedelt am Meer Flach- und Wattküsten, Flussmündungen und Flussdeltas, im Binnenland größere Flüsse mit Kies- und Schotterinseln sowie größeren Seen und Teiche mit vegetationsarmen oder -losen Ufern und Inseln. Im Binnenland können nur solche Standorte besiedelt werden, an denen die an vegetationsarmen Standorten unweigerlich einsetzende Sukzession durch Hochwässer wieder gestoppt wird und so in kürzeren oder längeren Perioden immer wieder geeignete Verhältnisse entstehen. Derartige Bedingungen finden sich in der Regel nur an unregulierten Flüssen (vorwiegend in mäandrierenden Bereichen, in denen durch Umlagerungen immer wieder neue Inseln entstehen) und an Stillgewässern, die ausgeprägten Wasserstandsschwankungen unterliegen. Für die Wahl der eigentlichen Brutplätze ist die Nähe zu nahrungsreichen Gewässerabschnitten, die Sicherheit vor Bodenfeinden, eine maximal kurzgrasige oder schüttere Vegetationsbedeckung sowie die Hochwassersicherheit des Standorts entscheidend. Flussseeschwalben brüten im Vergleich zur Küstenseeschwalbe seltener auf völlig oder nahezu vegetationslosen Flächen und tolerieren höhere Vegetation als diese Art; dies mag weniger eine Bevorzugung solcher Stellen sein sondern eher ein Merkmal für eine relative Sicherheit vor Hochwässern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982). An den Küsten brütet die Flussseeschwalbe auch heutzutage noch überwiegend an natürlichen Standorten, im Binnenland hat sich die Situation aber grundlegend verändert. Natürliche Brutplätze an Flüssen sind mit ganz wenigen Ausnahmen in West- und Mitteleuropa verschwunden, hier sind die Vögel nunmehr überwiegend auf halb-natürliche oder künstlich entstandene Brutmöglichkeiten angewiesen. Dies können z. B. nur kurzfristig bestehende Kiesinseln in Abbaugebieten, im Zuge von Baumaßnahmen entstandene Schotter-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

und Steininseln oder Leitdämme, Inseln in Torfstichen und Klärteichen, aus Schutzgründen angelegte künstliche Inseln oder Brutflöße und ähnliche Strukturen sein. Sowohl halbnatürliche wie auch künstlich angelegte Brutmöglichkeiten bedürfen konstanter menschlicher Eingriffe um in einem Zustand zu verbleiben, der den Ansprüchen der Flussseeschwalbe genügt. An Binnenseen kommt es bisweilen auch zu Bruten an Ausweistandorten wie Schilfschnittflächen, Schilfhaufen oder Aufspülungen. In Österreich brütet die Art nur mehr an den Lacken des Seewinkels an natürlichen Brutplätzen: Hier schaffen die stark schwankenden Wasserstände immer wieder geeignete Brutmöglichkeiten an den Ufern oder es entstehen bei hohen Wasserständen Inseln durch Überflutung von Uferpartien oder es tauchen bei niederen Wasserständen neue Inseln auf. Solche Inseln fallen aber fast immer bereits früh in der Brutsaison wieder trocken, erfolgreiche Bruten sind auf solchen Stellen sehr selten. Die Brutvorkommen am Unteren Inn und im Rheindelta sind von halbnatürlichen und künstlichen Nistgelegenheiten (Aufschwemmungen, künstlich aufgeschüttete Inseln, Dämmen) abhängig.

55.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Zur Populationsdynamik der Flussseeschwalbe wurden zahlreiche Untersuchungen in vielen Teilen ihres Verbreitungsgebiets durchgeführt. Die Befunde zum Bruterfolg schwanken in weiten Grenzen: Zu Gelegeverlusten kommt es an Binnenlandbrutplätzen regelmäßig durch Frühjahrshochwässer, Eier und Jungvögel gehen auch auf hochwassersicheren Inseln häufig durch Fressfeinde verloren. Nasskalte Witterung kann leicht zu Nahrungsmangel für die Küken und deren Tod führen. Schließlich können auch hohe Schadstoffbelastungen in den Eiern, wie sie in Nordamerika und auch am Bodensee festgestellt wurden, zu vermindertem Bruterfolg führen. Die Extremwerte für den Bruterfolg schwanken in Mitteleuropa zwischen 0,5 und zwei Jungvögeln/Brutpaar (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982). Ein konkretes Beispiel aus Bayern aus den Jahren 1979-1997 zeigt für vier Kolonien Schwankungen von (jeweils minimaler/maximaler Bruterfolg) 0,7-2,1/ 0,0-1,7/0,3-1,1 und 0,8-1,7 (ZINTL 1998). Für österreichische Brutkolonien liegt eine längere Datenreihe aus dem Rheindelta (STARK 1999) vor: Hier brachten 1983 115 Brutpaare nur 10 Jungvögel, 1989 110 Brutpaare nur acht zum Ausfliegen, was in beiden Jahren einen Bruterfolg von nur 0,1 Jungvögeln/Paare ergibt: Andererseits gab es 1986 99 Brutpaare mit 165 Jungvögel und 1998 177 Brutpaare mit 225 Jungvögeln, in diesen beiden Jahren lag der Bruterfolg bei 1,7 bzw. 1,3 Jungvögel/Paar; der langjährige Bruterfolg liegt hier bei 0,75 Jungvögeln/Paar. Die Überlebensrate der Altvögel war in den meisten untersuchten Fällen hoch und liegt zwischen 80 und 90 %. Eine langjährige populationsdynamische Untersuchung an der deutschen Nordseeküste erbrachte für die Altvögel eine Rückkehrrate von 89 %, für die Jungvögel eine Rückkehrrate von 33 %. In dieser Kolonie würde ein Bruterfolg von 0,85 Jungvögeln/Paar zur Bestandserhaltung ausreichen, der tatsächliche Bruterfolg lag im langfristigen Mittel bei 1,3 Jungvögel/Jahr (WENDELN & BECKER 1998). Untersuchungen in Nordamerika ergaben ähnliche Ergebnisse mit 1,1 Jungvögeln/Paar und Mortalitätsraten von 8-11 % bei den Altvögeln (DICOSTANZO 1980). Eine weiterführende Analyse zeigte, das Reproduktionsraten von 0,9-1,1 Jungvögeln/Paar zur Bestandserhaltung in Mitteleuropa derzeit ausreichen dürften (WENDELN & BECKER 1998). Aufgrund der bereits erwähnten beträchtlichen jährlichen Schwankungen müssen Untersuchungen des Bruterfolgs über längere Zeit hinweg durchgeführt werden, um zu aussagekräftigen Daten zu gelangen. So zeigten langjährige Kontrollen im deutschen Wattenmeer zwischen fünf Kolonien signifikante Unterschiede wobei der niederste Wert bei 0,15, der höchste bei 1,2 Jungvögel/Paar lag (BECKER 1998).

Wanderungen: Die Flussseeschwalbe ist ein Weitstreckenzieher und überwintert in den Tropen und den südlichen gemäßigten Zonen. Randpopulationen in den Tropen scheinen keine größeren Wanderungen auszuführen. Die Brutvögel West- und Mitteleuropas überwintern an der Westküste Afrikas, in geringerer Zahl auch weiter südlich bis an die Küsten Angolas und Namibias, weiter nördlich brütende Vögel überwintern in der Regel weiter südlich als die im

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Süden und Westen Europas brütenden Vögel. Die Flussseeschwalbe hält sich am Zug überwiegend an die Küstenlinien, Brutvögel des Binnenlandes ziehen zuerst entlang größerer Flüsse und dann, nach Erreichen des Meeres, wieder entlang der Küste. Nachdem die Jungvögel ihre Flugfähigkeit erlangen begibt sich die Art in kleinen (Familien-) Gruppen ab Ende Juli/Anfang August auf einen Zwischenzug, der je nach Brutgebiet sehr unterschiedlich verlaufen kann. Altvögel beginnen ab Ende Juli mit dem eigentlichen Wegzug, Jungvögel verbleiben noch bis ca. Mitte August am Zwischenzug. Der Herbstzug erreicht an vielen Stellen Mittel- und Westeuropas bereits Ende August und im September seinen Höhepunkt und endet im Oktober. Bereits Anfang September treffen die ersten Vögel im Winterquartier ein, im nördlichen Westafrika kann noch im November starker Durchzug registriert werden. Der Heimzug beginnt im März und dauert an der nordafrikanischen Atlantikküste von Mitte März bis Anfang Mai. Einjährige Vögel übersommern im Winterquartier und ziehen nur ausnahmsweise zurück ins Brutgebiet. Ein kleiner Teil der Zweijährigen kommt zur Brut rechtzeitig an den Brutplätzen an, ein größerer erreicht diese aber erst spät in der Brutperiode (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983).

55.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Flussseeschwalbe bewohnt ein sehr ausgedehntes holarktisches Areal vom Südrand der Arktis bis in die boreale und gemäßigte Zone (stellenweise bis in die Wüstenzone) vom östlichen Nordamerika nach Osten bis nach Kamtschatka, im Süden des Areals werden das Tibetische Hochland, Nordchina, der Arabische Golf und Nordafrika erreicht. Innerhalb dieses Verbreitungsgebiets werden vier Unterarten unterschieden, deren Variation weitgehend klinal (in Eurasien nach Osten hin Größenzunahme, dunkler werdender Schnabel und ins Braune gehende Beine) verläuft (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) tritt die Flussseeschwalbe in 33 Staaten als Brutvogel auf. Der europäische Brutbestand der Art wurde Mitte der 1990er Jahre auf 210.000-340.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen Finnland mit 40.000-60.000 Paaren, Russland mit 30.000-60.000 Paaren, Schweden mit 20.000-25.000 Paaren sowie Weißrussland mit 14.000-40.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 116.000-152.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände der Flussseeschwalbe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	200-300	1998-2002
Belgien	1.864	1996
Dänemark	1.000	1993-1996
Deutschland	8.769-8.799	1996
Finnland	40.000-60.000	1990-1995
Frankreich	4.500-5.000	1997
Griechenland	1.000-1.500	
Italien	4.000-5.000	1989-1991
Niederlande	11.000-14.000	1994
Portugal (Azoren, Madeira)	4.100-4.700	1989-1991
Spanien	5.800-11.000	
Schweden	20.000-25.000	1990
Vereinigtes Königreich	14.000-	1984-1987

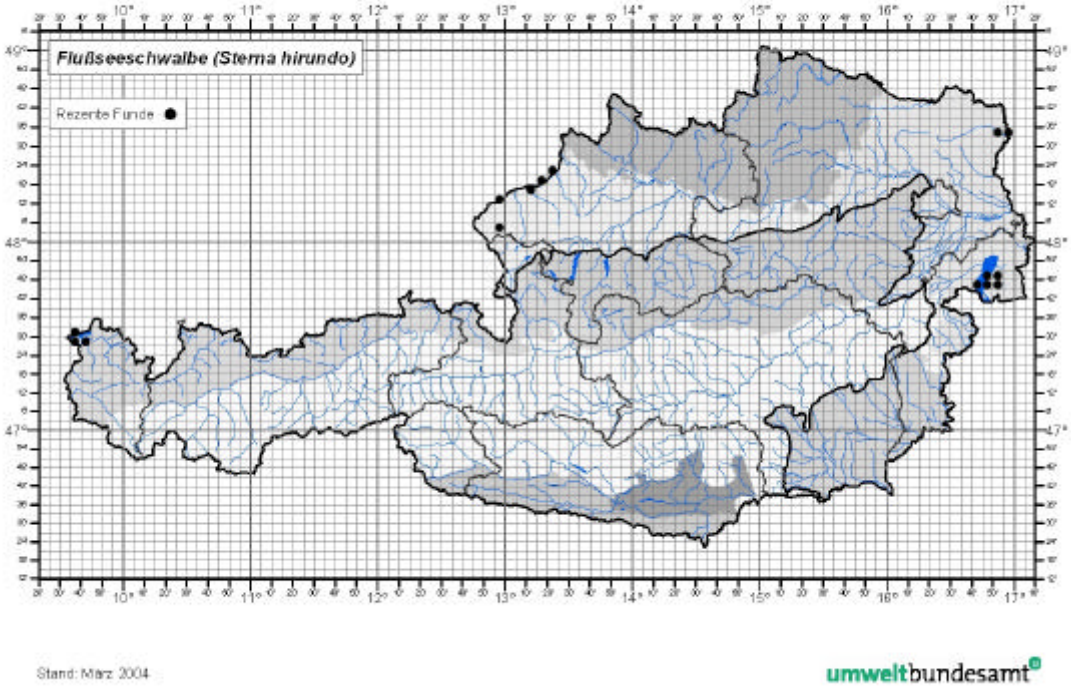
Österreich/Verbreitung: In Österreich brütet die Flussseeschwalbe an drei Stellen regelmäßig, unregelmäßige Vorkommen sind aus zwei weiteren Gebieten bekannt.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Die Art brütet im Seewinkel an alljährlich wechselnden Standorten, 2002 und 2003 bestand eine Kolonie im Schilfgürtel des Neusiedler Sees bei Mörbisch. Der Gesamtbestand lag 1998 bei 115 (J. LABER ABÖ), 1999 bei 69, 2000 bei 109 (J. LABER, B. KOHLER ABÖ) und 2001 bei 64 Brutpaaren (WENDELIN 2002). In *Niederösterreich* kam es am Kühlteich der Zuckerfabrik von Hohenau nach Einzelbruten in den Vorjahren 2002 zur erfolglosen Brut von 10 Paaren und 2003 schließlich zu überwiegend erfolgreichen Bruten von mindestens 22 Paaren (T. ZUNA-KRATKY ABÖ). *Oberösterreich*: Die Flussseeschwalben des Unteren Inn brüteten in den letzten Jahren auf bayerischer Seite, lediglich 1998 wurde ein Brutversuch aus der Reichersberger Au bekannt. Nachdem 2001 Brutverdacht bestand, brütete 2002 völlig überraschend ein Paar am Seeleitensee erfolgreich (BRADER & AUBRECHT 2003). *Vorarlberg*: Nach der Schaffung neuer Brutmöglichkeiten kam es in den letzten Jahren zu einem deutlichen Bestandsanstieg, 2000 brüteten 160 Paare an der Rheinmündung und 12 Paare an der Mündung der Bregenzerache (D. BRUDERER in KILZER et al. 2002).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: 1962 brüteten am Gebhartsteich im Waldviertel bei Schrems 24 Paare, dieses Vorkommen erloscht 1968 nach Ansiedlung einer Lachmöwenkolonie (H.J. LAUERMANN in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982). Am nahegelegenen Bruneiteich brütete die Art unregelmäßig zwischen 1971 und 1976, in diesem Jahr wurde ein Bestand von 18-20 Paaren erreicht (E. KRAUS & M. GANSO in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Abseits der Brutgebiete ist die Art Durchzügler in sehr geringer Zahl.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



55.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Der Flussseeschwalben-Bestand Österreichs hat im Vergleich zu den 1950er Jahren leicht abgenommen, im Vergleich zu den 1980er Jahren ist es aktuell zu einer leichten Zunahme gekommen. Diese Trends spiegeln in erster Linie Bestandsveränderungen an den beiden hauptsächlichen Brutplätzen im Seewinkel und im Rheindelta wieder. Im Seewinkel sprechen die vorliegenden Angaben aus den 1950er Jahren für einen Bestand von 160-220 Paaren, aus den 1960er Jahren liegen widersprüchliche Daten vor die im schlechtesten Fall auf einen leichten Rückgang auf 100-150 Paare schließen lassen und in den 1970er Jahren hat offenbar ein deutlicher Rückgang stattgefunden, da der Brutbestand zu Beginn der 1980er Jahre nur mehr bei 50-60 Paaren lag. Von 1985-1993 schwankte der Bestand zwischen 30 und ca. 70 Paaren (DVORAK 1994). 1996 war ein leichter Anstieg auf 82 Brutpaare zu verzeichnen (B, WENDELIN, R. STEINER ABÖ), seither bewegen sich die Zahlen zwischen 60 und 115 Paaren. Im Rheindelta bewegte sich der Bestand in den 1960er Jahren zwischen 100 und 175 Paaren, in den 1970ern brüteten 70-130, in den 1980ern 55-120 und 1990-1998 74-177 Paare (STARK 1999). Durch die Schaffung neuer Brutmöglichkeiten in Form neuer Flöße hat die Art seit 1996 durchwegs gute Bruterfolge zu verzeichnen, auch der Bestand stieg auf 172 Brutpaare im Jahr 2000 (D. BRUDERER in KILZER et al. 2002).

Gefährdungsursachen: Die Faktoren, die den Brutbestand der Flussseeschwalbe negativ beeinflussen können, fassen BECKER & SUDMANN (1998) wie folgt zusammen: Vegetationsveränderungen und Sukzession verknappen das Angebot an geeigneten Brutplätzen oder lassen es verschwinden, natürliche Feinde und ein verringertes Nahrungsangebot führen zu ver-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

mindertem Bruterfolg, die Zunahme anderer Arten und die Verknappung von Brutplätzen führen zu Konkurrenz, menschliche Eingriffe schließlich führen zu Lebensraumverlusten. Störungen an den Brutplätzen und direkte Verfolgung, vor allem am Zug und in den Winterquartieren in Westafrika kommen hinzu. Das Zusammenspiel dieser Faktoren führt in einzelnen Vorkommen zu unterschiedlichen Bestandsentwicklungen, deren relative Bedeutung durch gezielte Untersuchungen jeweils abzuklären wäre.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Gängige Schutzmaßnahmen bestehen vor allem in der Schaffung und Pflege von Brutmöglichkeiten für Möwen- und Seeschwalbenarten in den Vorkommensgebieten. Erfolgreich in dieser Hinsicht waren bislang Maßnahmen im Rheindelta, die auf die Bereitstellung geeigneter Brutflöße abzielten. Die einzige Möglichkeit, der Art wieder eine natürliche Bestandsdynamik zu ermöglichen, wäre die großräumige Renaturierung von Flüssen, ein Unterfangen, dass heute nur mehr an wenigen Flussabschnitten möglich scheint. Ein wirksames Artenschutzprogramm muss sich daher derzeit auf die Schaffung oder Wiederherstellung eines Netzes an geeigneten Brutmöglichkeiten beschränken, dies zum einen durch gezielte Pflegemaßnahmen und zum anderen durch die Ausweisung störungsfreier Zonen (siehe dazu BOSCHERT 1998).

55.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Flussseeschwalbe weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

55.1.9 Kartierung

Bestandserhebungen und Bruterfolgskontrollen sind bei entsprechenden Sichtbedingungen durch Direktbeobachtung (mit Anfertigung von Lageskizzen) möglich. Bei schwer oder nicht einsehbaren Kolonien sind direkte Nestkontrollen zur Bestandserhebung erforderlich.

55.1.10 Wissenslücken

Die Bestandsentwicklung der Art ist seit den 1980er Jahren (im Rheindelta bereits seit den 1960er Jahren) gut dokumentiert, diese Erhebungen sollten in allen Brutgebieten fortgeführt werden und wenn möglich auch durch Bruterfolgserhebungen ergänzt werden.

55.1.11 Literatur

BAUER, K. (1965): Zur Nahrungsökologie einer binnenländischen Population der Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*). Egretta 8: 35-51.

BECKER, P.H. (1998): Langzeittrends des Bruterfolgs der Flussseeschwalbe *Sterna hirundo* und seiner Einflussgrößen im Wattenmeer. Vogelwelt 119: 223-234.

BECKER, P.H. & SUDMANN, S.R. (1998): Quo vadis, *Sterna hirundo*? Schlußfolgerungen für den Schutz der Flussseeschwalbe in Deutschland. Vogelwelt 119: 293-304.

BOSCHERT, M. (1998): Artenschutzprogramm Baden-Württemberg am Beispiel der Kiesbrüter am Oberrhein. Vogelwelt 119: 259-264.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1983) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 3 Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford. 913 pp.

DICONSTANZO, J. (1980): Population dynamics of a Common Tern colony. J. Field Ornithol. 51: 229-243.

DVORAK, M. (1994): Möwen und Seeschwalben. Pp. 177-194 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GIBBONS, D.W.; REID, J.B. & CHAPMAN, R.A. (1993): The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991. T & A D Poyser, London. 520 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/2. Sternidae - Alcidae. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 572 pp.

KILZER, R., AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

STARK, H. (1998/1999): Flussseeschwalbe - *Sterna hirundo*. In: HEINE, G.; JACOBY, H.; LEUZINGER, H. & STARK, H.: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 473-478.

WENDELIN, B. (2002): Der Brutbestand der Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*) im Seewinkel im Jahr 2001. Pp. 50-59 in Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2002. Bericht im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BirdLife Österreich, Wien. 75 pp.

WENDELN, H. & BECKER, P.H. (1998): Populationsbiologische Untersuchungen an einer Kolonie der Flussseeschwalbe *Sterna hirundo*. Vogelwelt 119: 209-213.

ZINTL, H. (1998): Bestandsentwicklung der der Flussseeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern. Vogelwelt 119: 123-132.

55.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Flussseeschwalbe ist in Österreich derzeit in drei geographisch voneinander getrennten Vorkommen verbreitet. In allen drei Fällen sind die Einzelvorkommen mit der Gebietsebene identisch. Da einerseits der Bestand der Art alljährlich erhoben wird und andererseits die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Habitatindikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben.

55.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

55.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung (Für den Seewinkel und den unteren Inn)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um 21-50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um mehr als 20 % ab
Bestandsentwicklung (Für das Rheindelta)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Bruterfolg	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für drei Jahre) > 1,5	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für drei Jahre) 1,0-1,5	Bruterfolg (ausgeflogene Jungvögel/Brutpaar, Mittelwert für drei Jahre) < 1,0

55.3 Bewertungsanleitung

55.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

55.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Bestandsentwicklung „A“, Bruterfolg „A“ oder „B“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Bestandsentwicklung „C“, Bruterfolg „B“ oder „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

56 A195 *STERNA ALBIFRONS*

56.1 Schutzobjektsteckbrief

56.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Zwergseeschwalbe

Englisch: Little Tern, Französisch: Sterne naine, Italienisch: Fraticello, Spanisch: Charrancito común

56.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Sternidae – Seeschwalben

Merkmale: Die Zwergseeschwalbe ist die mit Abstand kleinste europäische Seeschwalbe, nur etwa halb so groß wie die Flussseeschwalbe. Kennzeichnend sind die schwarze Kappe mit weißer Stirn, der schwarze Zügel, der gelbe Schnabel mit schwarzer Spitze, die langen, schmalen Flügel mit schwarzen äußeren Handschwingen sowie die gelblich-orangen Beine. Beim Jungvogel ist der Schnabel schwarz, der schwarze Zügel fehlt, Oberseite und Schulterfedern sind dunkel geschuppt.

56.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Zwergseeschwalbe ist das ganze Jahr über gesellig und lebt in Gruppen, neigt aber im Vergleich zu anderen Seeschwalben-Arten kaum zur Bildung von größeren Brutkolonien. Kolonien umfassen am häufigsten 5-15 Paare und selten bis zu 150. Am Zug und im Winterquartier ist die Art in kleinen Trupps zu finden, an günstigen Stellen bilden sich auch Rastgemeinschaften von mehreren Hundert Individuen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, FASOLA et al. 2002).

Fortpflanzung: Zwergseeschwalben führen eine monogame Saisonehe, die aufgrund der ausgeprägten Brutortstreue oft jahrelang hält. Die Eiablage beginnt in fast allen Teilen des europäischen Brutgebiets ab der zweiten Mai-Woche, die spätesten Ersatzgelege wurden Ende Juli gefunden. Die Gelege bestehen aus zwei oder drei Eiern und werden 18-22 Tage bebrütet. Die Jungvögel fliegen im Alter von 22 Tagen bereits gut und beginnen mit 15-17 Tagen zu flattern. Zwergseeschwalben führen nur eine Brut pro Jahr durch, doch sind Ersatzgelege aufgrund der hohen Nestverluste häufig. Die Art wird in der Regel im Alter von zwei Jahren geschlechtsreif (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, FASOLA et al. 2002).

Nahrung und Nahrungssuche: Zwergseeschwalben jagen vor allem kleine Fische und Wirbellose (speziell Kleinkrebse und Wasserinsekten), zeitweise auch Ringelwürmer und seltener Mollusken. Im Binnenland machen bisweilen auch Insekten einen höheren Anteil in der Nahrung aus. (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, FASOLA et al. 2002).

Die mit Abstand häufigste Nahrungssuchtechnik der Zwergseeschwalbe ist das Stoßtauchen, das aus einem Rüttelflug aus einer Höhe von 5-6 Metern ausgeübt wird. Bogenflug (mit Ablesen von Beutetieren von der Wasseroberfläche) wie bei der Trauerseeschwalbe oder Luftjagden kommen sehr selten vor. Die Wassertiefe der Nahrungsgebiete liegt zumeist unter einem Meter, sie sind zumeist nur wenige Hundert Meter von den Brutplätzen entfernt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

56.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Zwergseeschwalbe ist ein Brutvogel vegetationsfreier oder nur spärlich bewachsener Küsten und bewohnt im Binnenland auch Sand- und Schotterbänke an größeren Flüssen. Sie brütet vorzugsweise, doch nicht ausschließlich auf für Bodenfeinde unerreichbaren Inseln, besiedelt aber auch ausgedehnte Sand- und Schotterflächen sowie trockene und verfestigte (Salz)schlammflächen, wo die Vögel durch die weiten Abstände der Nester und die schwere Auffindbarkeit gut gegen Prädatoren geschützt sind. Sekundärstandorte werden in Europa vereinzelt besiedelt, so z. B. Schottergruben in Frankreich oder schütter bewachsene Getreidefelder an der Ostseeküste. In Nordamerika kommt es lokal sogar zu Bruten auf schottrigen Flachdächern (MUSELET 1997, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, FASOLA et al. 2002).

56.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik:. Brutverluste werden häufig durch schlechtes Wetter (Stürme) verursacht, manche Kolonien bleiben oft jahrelang ohne Bruterfolg. Untersuchungen zur Populationsdynamik wurden in verschiedenen Teilen des Verbreitungsgebiets durchgeführt, sollen aber hier nicht näher behandelt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Wanderungen: Die Zwergseeschwalbe ist ein Weitstreckenzieher, die meisten Brutvögel Europas überwintern an den Küsten Westafrikas zwischen Guinea und Kamerun, teilweise auch weiter südlich bis Südafrika. Brutvögel weiter östlich gelegener Brutgebiete sind im Winter an den Küsten des östlichen Afrikas südlich bis Südafrika und Madagaskar zu finden. Zwergseeschwalben verlassen das Brutgebiet sehr früh und vor allem rasch. Der Abzug beginnt in der zweiten Juli-Dekade und ist bereits vier Wochen später, Mitte August, weitgehend abgeschlossen. An der Westküste Afrikas erscheinen durchziehende Vögel im September und Oktober. Der Heimzug findet hier in den Monaten März-Mai statt. Die ersten Ankömmlinge in Südfrankreich treffen in der ersten Hälfte des April ein. An der Nordseeküste erscheinen die Brutvögel erst ab der zweiten April-Hälfte, die Mehrzahl kommt aber im Verlauf des Mai. Zwergseeschwalben ziehen hauptsächlich entlang der Küsten, daher auch die geringe Zahl an Vögeln, die zu den Zugzeiten im Binnenland beobachtet werden (MUSELET 1997, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

56.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das ausgedehnte Brutareal der Zwergseeschwalbe umfasst weite Teile der Alten Welt von Europa über Zentral- und Ostasien, Südasien bis nach Australien. Weiters brütet die Art auch in Westafrika. Die Nominatform brütet in Europa, West- und Zentralasien. *Sterna antillarum* wurde früher als neuweltliche Unterart der Zwergseeschwalbe angesehen, wird aber heutzutage meist als eigene Art abgetrennt; weitere Untersuchungen dieser Frage sind aber erforderlich (FASOLA et al. 2002).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) tritt die Zwergseeschwalbe in 29 Staaten als Brutvogel auf. Das europäische Brutareal umfasst die Küsten und die größeren Flussläufe, die nördlichsten Vorkommen liegen in Schottland, Dänemark, Südschweden und Estland. Die Art tritt überall nur als sehr lokaler Brutvogel auf. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 28.000-50.000 Paare geschätzt, die größten Bestände finden sich in Russland mit 5.000-9.000 Paaren, in der Türkei mit 5.000-15.000 Paaren und in Italien mit 3.000-6.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 12.500-17.900 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände der Zwergseeschwalbe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Belgien	250-250	1996
Dänemark	400-600	1993-1996
Deutschland	905-905	1996
Frankreich	1.000-1.200	1996
Finnland	45-55	1990-1995
Griechenland	1.000-2.000	
Irland	174-390	1998
Italien	3.000-6.000	1988-1997
Niederlande	275-400	1989-1991
Portugal	150-200	1991
Schweden	450-550	1990
Spanien	2.500-3.000	
Vereinigtes Königreich	2.400-2.400	1985-1987

Österreich/Verbreitung: Nach dem Erlöschen der ehemals bestehenden Brutvorkommen ist die Zwergseeschwalbe in Österreich nur mehr ein sehr seltener Durchzügler der alljährlich nur in wenigen Exemplaren beobachtet wird.

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland*: An den Lacken des Seewinkels brütete die Zwergseeschwalbe von den 1930er bis 1950er Jahren in 3-6 Paaren, die letzten Brutnachweise stammen aus den Jahren 1956 und 1962 (DVORAK 1994). Seither galt das Vorkommen für fast vier Jahrzehnte als erloschen. Völlig überraschend kam daher die Ansiedlung und (erfolglose) Brut eines Paares am Illmitzer Zicksee im Frühjahr 2001 (LABER 2001). *Niederösterreich*: Zumindest bis in die späten 1930er Jahre brütete die Zwergseeschwalbe auch an einigen Schotterbänken an der Donau unterhalb und oberhalb Wiens (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Als einigermaßen regelmäßiger Durchzügler in alljährlich sehr geringer Zahl tritt die Art nur im Rheindelta in Vorarlberg sowie im Seewinkel im Burgenland auf. Im Rheindelta ist die Zwergseeschwalbe von Anfang Mai bis Ende September zu beobachten, die meisten der wenigen Nachweise pro Jahr betreffen nur 1-2 Vögel, maximal wurden kleine Trupps von vier und fünf Individuen beobachtet (STARK 1999). An den Lacken des Seewinkels ist die Art etwas seltener, fast alle Nachweise gelingen zwischen Mai und Juli. 1981-1992 wurden nur 11 Nachweise der Zwergseeschwalbe gemeldet (DVORAK 1994). Im restlichen Österreich tritt die Art so unregelmäßig auf, dass alle Nachweise von der Faunistischen Kommission von BirdLife Österreich gesammelt und dokumentiert werden.

56.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Declining, Rote Liste Österreich: RE (regionally extinct/in Österreich ausgestorben oder verschollen)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Sowohl für das Rheindelta als auch für den Seewinkel lassen die wenigen Sichtungen ziehender Zwergseeschwalben keinen Trend erkennen. Europaweit ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sehen sind Abnahmen weitgehend auf den Norden und Osten beschränkt, Zunahmen wurden aus Großbritannien und Italien gemeldet; der europaweite Trend wird rechnerisch als abnehmend eingestuft (MUSELET 1997).

Gefährdungsursachen: Binnenlandpopulationen sind vor allem durch flussbauliche Maßnahmen gefährdet, die Vorkommen an den Küsten hingegen vornehmlich durch natürliche Faktoren wie Stürme und starke Gezeitschwankungen, aber auch von menschlichen Störungen durch Tourismus und Großbauwerke (MUSELET 1997).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Durchziehende Zwergseeschwalben profitieren sicherlich von allen Maßnahmen, die zur Erhaltung von Feuchtlebensräumen, zur extensiven Bewirtschaftung von Fischteichen und allgemein zur Wiederherstellung von naturnahen Verhältnissen in größeren Feuchtgebieten gesetzt werden. Speziell die Wiederaufnahme der Weidewirtschaft im Nationalpark Neusiedler See Seewinkel bieten auf lange Sicht gesehen sicherlich Perspektiven für eine Wiederansiedlung der Art.

56.1.8 Verantwortung

Österreich ist aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Zwergseeschwalbe weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

56.1.9 Kartierung

Durchziehende Zwergseeschwalben sind in der Regel auffällig und visuell leicht zu erfassen.

56.1.10 Wissenslücken

Das Auftreten der Zwergseeschwalbe in Österreich ist durch unveröffentlichte Beobachtungen in den Archiven von BirdLife Österreich, von ornithologischen Arbeitsgemeinschaften und von Privatpersonen gut dokumentiert. Eine zusammenfassende Auswertung dieser Daten wäre anzustreben.

56.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DVORAK, M. (1994): Möwen und Seeschwalben. Pp. 177-194 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/2. Sternidae - Alcidae. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 572 pp.

LABER, J. (2001): Erste Brut der Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*) im Seewinkel seit 45 Jahren. Egretta 44: 150-153.

MUSELET, D. (1997): *Sterna albifrons* Little Tern. Pp 362-363 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

STARK, H. (1999): Zwergseeschwalbe *Sterna albifrons*. In: HEINE, G., JACOBY, H., LEUZINGER, H. & H. STARK: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 479-480.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Golbal Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

56.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Da die Zwergseeschwalbe in Österreich nur in zwei Gebieten einigermaßen regelmäßig auftritt und da auch hier alljährlich immer nur einzelne Exemplare zu beobachten sind, ist die Angabe von allgemeinen Habitat- oder Populationsindikatoren nicht sinnvoll. Da die Zahl der alljährlich durchziehenden Individuen zudem kaum von lokalen Faktoren abhängt ist auch eine lokale Festlegung von Populationsindikatoren nicht sinnvoll.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

57 A196 *CHLIDONIAS HYBRIDUS*

57.1 Schutzobjektsteckbrief

57.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Weißbartseeschwalbe

Englisch: Whiskered Tern, Französisch: Guifette moustac, Italienisch: Mignattino piombato, Spanisch: Fumarel cariblanco

57.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Sternidae – Seeschwalben

Merkmale: Im Prachtkleid sind Brust und Bauch dunkelgrau und kontrastieren stark zu den weißen Wangen und Unterflügeldecken. Am Kopf findet sich eine dunkle Kappe. Schnabel und Beine sind rot. Die Art kann bei oberflächlicher Betrachtung mit der Flussseeschwalbe verwechselt werden, allerdings unterscheiden sie der schwach gegabelte Schwanz und der graue Bürzel eindeutig. Im Schlichtkleid ist die Weißbartseeschwalbe einfarbig sehr hell grau, der Hinterkopf ist schwach dunkel gestrichelt und es fehlt ihr der bei der Trauerseeschwalbe ausgebildete Brustseitenfleck. Im Jungenkleid ist vor allem die kräftig braun/grau geschuppte Oberseite auffällig, es besteht aber starke Verwechslungsgefahr mit der sehr ähnlich gefärbten jungen Weißflügelseeschwalbe.

57.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Weißbartseeschwalbe tritt ist das ganze Jahr über in Gruppen auf. Sie brütet in kleinen Kolonien, die zumeist nur 10-50 Paare umfassen, allerdings kommen im Zentrum des Verbreitungsgebiets auch größere Kolonien vor. Auch außerhalb der Brutzeit ist die Art sehr gesellig. An bevorzugten Rastplätzen können sich mehrere Tausend Vögel versammeln. Sowohl in der Brutzeit als auch am Zug und im Winterquartier zeigt die Weißbartseeschwalbe eine Tendenz zu artreinen Trupps und vergesellschaftet sich nicht so häufig mit anderen Arten wie die anderen Mitglieder ihrer Gattung (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Fortpflanzung: Weißbartseeschwalben führen eine monogame Saisonehe. Die Ankunft im Brutgebiet fällt im Mittelmeergebiet auf Mitte März bis Mitte April, in Mitteleuropa (Ungarn) treffen die Brutvögel jedoch erst Mitte Mai ein. Die Eiablage kann demnach im Süden Europas bis zu sechs Wochen früher als in Mitteleuropa stattfinden, in Ungarn findet man frische Vollgelege von Anfang Juni bis Ende Juli. Die Gelege bestehen aus zwei oder (häufiger) aus drei Eiern und werden 18-21 Tage bebrütet. Die Jungvögel sind im Alter von 21-26 Tagen flügge. Weißbartseeschwalben führen nur eine Brut pro Jahr durch, doch sind Ersatzgelege aufgrund der hohen Nestverluste häufig. Die Art wird im Alter von zwei Jahren geschlechtsreif und die Vögel kehren erst zu diesem Zeitpunkt ins Brutgebiet zurück (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung der Art besteht aus kleinen Fischen, Kaulquappen und gerade verwandelten Fröschen, Molchen, Kleinkrebsen und vor allem aus Käfer- und Libellenlarven. Libellen werden von der Vegetation abgelesen oder im Flug erbeutet. Zum Beutespektrum zählen in geringerem Ausmaß auch noch andere Wirbellose, manchmal auch Regenwürmer. Der Anteil an Wirbeltieren ist zur Brutzeit bei der Weißbartseeschwalbe höher als bei den anderen Arten der Gattung *Chlidonias* (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die Beutetiere werden unmittelbar unter der Wasseroberfläche gefangen oder von der Wasseroberfläche aufgepickt. Die hauptsächliche Jagdtechnik der Weißbartseeschwalbe ist das Stoßtauchen, das ganz ähnlich wie bei der Flussseeschwalbe ausgeführt wird. Zumeist taucht sie allerdings nur mit Schnabel, Kopf und Hals ins Wasser ein. Der Bogenflug (die häufigste Nahrungssuchtechnik bei Trauer- und Weißflügelseeschwalbe) ist hingegen seltener. Zur Brutzeit jagt die Art alleine oder in kleinen Trupps von 2-12 Exemplaren in Entfernungen von 1-6 Kilometern vom Nest (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

57.1.4 Autökologie

Lebensraum: Weißbartseeschwalben besiedeln zur Brutzeit stehende oder langsam fließende Gewässer, an denen sich reichhaltige Bestände an schwimmenden Pflanzen finden. Sie brüten sowohl an Gewässern natürlichen Ursprungs als auch an Fischteichen und in Reisfeldern, sofern diese Verlandungsvegetation aufweisen. Die meisten Brutgebiete liegen im Tiefland, Brutgewässer weisen Wassertiefen von 60 bis150 cm auf, es sind offene, freie Wasserflächen in größerem Ausmaß vorhanden. Sie sind von oft von höheren Röhrichtbeständen umgeben, die offene Wasserfläche ist aber bestenfalls von schütterer Vegetation aus Binsen, Simsen, Rohrkolben oder einzeln stehenden Schilfhalmen bewachsen. Das wichtigste Habitatelement sind ausgedehnte und mehr oder weniger geschlossene Schwimmblattgesellschaften. Die Nester werden entweder direkt auf die schwimmenden Blätter gebaut oder in Bereichen, wo niedergeknickte Halme und Blätter von Röhrichtpflanzen einen dichten oberflächlichen Teppich bilden. Viele Nester stehen auch mehr oder weniger frei schwimmend zwischen Röhrichthalmen oder an einen Seggenhorst angelehnt. Aufgrund ihrer sehr spezifischen Nistplatzansprüche brütet die Weißbartseeschwalbe oft an Stellen, wo höhere Vegetation durch weidendes Vieh niedergetrampelt oder ausgerissen wurde. Charakteristische Brutbiotope sind auch periodische Gewässer, an denen sich nach der Überflutung erst eine entsprechende Pioniervegetation entwickelt. Fischteiche werden zumeist im ersten Jahr nach ihrer Bespannung oder aber in Jahren des Trockenliegens bezogen, wenn Niederschläge die tiefsten Stellen auffüllen. Zur Nahrungssuche werden neben den Brutgewässern auch unter Wasser stehende Reisfelder, Fischteiche, Kanäle und seichten Ent- und Bewässerungsgräben genutzt. Bisweilen jagt die Art auch über trockenem Land. Im Winterquartier ist die Weißbartseeschwalbe im Binnenland oft an größeren Seen zu finden, an der Küste hält sie sich vorwiegend an Deltas, Mangroven und Lagunen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

57.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Zur Populationsdynamik der Weißbartseeschwalbe liegen nur wenige Daten vor. Brutverluste werden häufig durch schlechtes Wetter (Stürme) verursacht, zu Problemen kann es auch bei rasch sinkenden Wasserständen kommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Wanderungen: Die Weißbartseeschwalbe ist ein Weitstreckenzieher. Die Brutvögel Südwesteuropas überwintern im tropischen Westafrika, diejenigen aus Osteuropa im Nildelta, sowie das Niltal entlang südwärts bis in den Sudan und Ostafrika (VAN DER WINDEN 1997). Der Beginn des Abzugs fällt auf Ende Juli, Altvögel verlassen die Brutgebiete (wie bei den anderen *Chlidonias*-Arten) vor den Jungvögeln. Dies drückt sich in Mitteleuropa durch zwei um ca. einen Monat versetzte Zuggipfel (Anfang August bzw. Anfang September) aus. Das Winterquartier wird im Oktober erreicht, die Vögel halten sich hier bis März/April auf. Der Heimzug setzt zwischen Mitte März und Anfang April ein. Die Brutplätze im südwestlichen Europa werden bereits wenige Tage später erreicht, diejenigen in Mittel- und Osteuropa allerdings erst viel später von Mitte April bis Mitte Mai. Im zentralen Europa setzt der (spärliche) Durchzug meist nicht vor der letzten Aprilwoche ein und erreicht seinen Gipfel in der zweiten und dritten Woche des Mai (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

57.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das stark aufgesplitterte Brutareal der Weißbartseeschwalbe reicht vom Süden und Osten Europas über Zentralasien bis in den Fernen Osten, Südchina und Nordindien (Nominatform *hybridus*). Davon isoliert brütet die Unterart *javanicus* lokal in Australien. Die Unterarte *delandii* besiedelt Afrika südlich des Regenwaldgürtels sowie Madagaskar (VAN DER WINDEN 1997, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) tritt die Weißbartseeschwalbe in 18 Staaten als Brutvogel auf. Das europäische Brutareal ist auf Süd- und Osteuropa beschränkt, die Art tritt überall nur als sehr lokaler Brutvogel auf. Die nördlichsten Brutplätze liegen im Nordwesten Frankreichs, in Nordpolen und in Litauen. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 35.000-52.000 Paare geschätzt, die größten Bestände finden sich in Russland mit 10.000-13.000 Paaren, in der Ukraine mit 8.000-9.000 Paaren, in Spanien mit 5.000-8.000 Paaren sowie in Rumänien (Donaudelta) mit 6.000-10.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 7.600-11.200 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände der Weißbartseeschwalbe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Deutschland	4-4	1996
Frankreich	2.117-2.195	1995
Griechenland	250-400	
Italien	180-450	1988-1997
Portugal	20-100	1991
Spanien	5.000-8.000	

Österreich/Verbreitung: Aus Österreich sind keine historischen und aktuellen Brutvorkommen bekannt. Die Weißbartseeschwalbe tritt zu beiden Zugzeiten als regelmäßiger, aber überall sehr seltener Durchzügler auf.

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Weißbartseeschwalbe ist in Österreich regelmäßiger Durchzügler sowohl im Frühjahr als auch im Herbst. Der Frühjahrszug ist bei uns überall sehr viel stärker ausgeprägt als der Herbstzug. Nur in zwei Gebieten tritt die Art regelmäßig jedes Jahr auf: Im Rheindelta am Bodensee sowie am Neusiedler See im Burgenland. Die Truppgrößen liegen im Rheindelta zumeist unter 10 Exemplaren, größere Ansammlungen (maximal 53 und 61 Individuen) sind große Ausnahmen (STARK 1999). Im Neusiedler See-Gebiet betrafen 2/3 aller Beobachtungen zwischen 1966 und 1992 1-2 Exemplare, Trupps von 6-10 Individuen wurden nur fünfmal, mehr als 10 Individuen nur zweimal gemeldet (DVORAK 1994). Einen außergewöhnlichen Einflug erbrachten hingegen die Jahre 1996 und 1997 (beide Hochwasserjahre im Gebiet). 1996 baute ein Paar Mitte Mai ein Nest an der Langen lacke, gab dieses jedoch wieder auf. Anfang Juni hielten sich dann jedoch nicht weniger als 75 Exemplare im südlichen Seewinkel im Grenzgebiet zu Ungarn auf, einige davon bauten Nester und kopulierten; knapp auf ungarischer Seite etablierte sich dann eine Brutkolonie mit 44 Paaren (J. LABER u.a. im ABÖ). 1997 hielten sich bis Anfang Juni wiederum 5-6 brutverdächtige Paare im Seewinkel auf (ABÖ).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

57.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Declining, Rote Liste Österreich: nicht beurteilt

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Sowohl im Rheindelta (Vorarlberg) als auch im Neusiedler See-Gebiet (Burgenland) ist die Zahl der gemeldeten Weißbartseeschwalben seit 1980 angestiegen, dies könnte aber ohne weiteres auf die in diesen Gebieten gegenüber den 1960er und 1970er Jahren nunmehr viel höhere Zahl an VogelbeobachterInnen zurückzuführen sein. (STARK 1999). Europaweit gesehen hat der Bestand der Art seit den 1970er Jahren in Südwest- und Osteuropa vermutlich gebietsweise abgenommen, genauere Trendangaben sind aber aufgrund des ephemeren Charakters vieler Brutgewässer und den dadurch stark schwankenden Zahlen brütender Weißbartseeschwalben nur schwer möglich (VAN DER WINDEN 1997).

Gefährdungsursachen: Degradierungen und Flächenverluste von Feuchtgebieten sowie Veränderungen im Wasserhaushalt haben sicherlich auf die Eignung dieser Bereiche als Rastplatz (und möglichen Brutplatz) für die Weißbartseeschwalbe einen negativen Einfluss. Die Art ist aber schon aus natürlichen Gründen in Österreich viel zu selten, um diese möglichen negativen Einflüsse zu quantifizieren.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Durchziehende Weißbartseeschwalben profitieren sicherlich von allen Maßnahmen, die zur Erhaltung von Feuchtlebensräumen, zur extensiven Bewirtschaftung von Fischteichen und allgemein zur Wiederherstellung von naturnahen Verhältnissen in größeren Feuchtgebieten gesetzt werden.

57.1.8 Verantwortung

Österreich ist aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Weißbartseeschwalbe weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

57.1.9 Kartierung

Durchziehende Weißbartseeschwalben sind in der Regel auffällig und visuell leicht zu erfassen.

57.1.10 Wissenslücken

Das Auftreten der Weißbartseeschwalbe in Österreich ist durch zahlreiche unveröffentlichte Beobachtungen in den Archiven von BirdLife Österreich, von ornithologischen Arbeitsgemeinschaften und von Privatpersonen gut dokumentiert. Eine zusammenfassende Auswertung dieser Daten wäre anzustreben.

57.1.11 Literatur

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DVORAK, M. (1994): Möwen und Seeschwalben. Pp. 177-194 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/2. Sternidae - Alcidae. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 572 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

STARK, H. (1999): Weißbartseeschwalbe *Chlidonias hybridus*. In: HEINE, G., JACOBY, H., LEUZINGER, H. & H. STARK: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 480-481.

VAN DER WINDEN, J. (1997): *Chlidonias hybridus* Whiskered Tern. Pp 362-363 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

57.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Da die Weißbartseeschwalbe in Österreich nur in sehr wenigen Gebieten einigermaßen regelmäßig auftritt und auch hier alljährlich immer nur wenige Exemplare zu beobachten sind, ist die Angabe von allgemeinen Habitat- oder Populationsindikatoren nicht sinnvoll. Da die Zahl der alljährlich durchziehenden Individuen in weiten, nicht von lokalen Faktoren abhängigen Grenzen schwanken kann ist auch eine lokale Festlegung von Populationsindikatoren nicht sinnvoll. Die Art ist derzeit in Österreich definitiv zu selten, um einen günstigen Erhaltungszustand festzulegen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

58 A197 *CHLIDONIAS NIGER*

58.1 Schutzobjektsteckbrief

58.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Trauerseeschwalbe

Englisch: Black Tern, Französisch: Guifette noire, Italienisch: Mignattino, Spanisch: Fumarel común

58.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Charadriiformes – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel, Familie Sternidae – Seeschwalben

Merkmale: Im Prachtkleid sind Kopf und Körper der Trauerseeschwalbe schwarz, die Oberseite ist einfarbig dunkelgrau. Bei mausernden Altvögeln sind Kopf und Unterseite weiß gefleckt. Im Schlichtkleid sind die auffällige schwarze Kappe sowie die Brustseitenflecke charakteristisch, ansonsten ist die Unterseite weiß und die Oberseite grau. Das Jungendkleid ist ähnlich, aber an der Oberseite mit deutlicher Schuppung versehen. Wenn nicht im Prachtkleid kann die Art mit jungen Flussseeschwalben verwechselt werden, Unterscheidungsmerkmale sind u.a. der weniger gekerbte Schwanz, die Brustseitenflecke, die geringere Größe sowie (am auffälligsten) die völlig andere Flugweise.

58.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Trauerseeschwalbe tritt ist das ganze Jahr über in Gruppen auf. Sie brütet in Kolonien, die in der Regel bis zu 50, selten auch bis maximal 200 Paare umfassen (HAVERSCHMIDT 1978). Nur die nächste Umgebung des Nestes wird verteidigt. Am Zug und während der Nahrungssuche zur Brutzeit ist die Art in kleinen Trupps von bis zu 50 Exemplaren anzutreffen, nur sehr selten schließen sich die Vögel auch zu größeren Gruppen von maximal 200 Exemplaren zusammen. An bevorzugten Rastplätzen und Winterschlafplätzen können sich aber auch Scharen von 10.000 und mehr Tieren zusammenfinden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Fortpflanzung: Trauerseeschwalben führen eine monogame Saisonehe. Sie treffen ab Mitte April im Brutgebiet ein, die Eiablage beginnt in Mittel- und Westeuropa zumeist Mitte Mai. Die Gelege bestehen aus zwei oder (häufiger) aus drei Eiern und werden 20-22 Tage bebrütet. Die Jungvögel sind im Alter von 25-28 Tagen flügge. Trauerseeschwalben führen nur eine Brut pro Jahr durch. Sie werden im Alter von zwei Jahren geschlechtsreif und kehren erst zu diesem Zeitpunkt ins Brutgebiet zurück (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Nahrung und Nahrungssuche: In den Brutgebieten ernährt sich die Art vorwiegend von aquatischen Insekten und deren Larven, am Zug und im Winterquartier (an den Küsten) bilden Kleinkrebse und kleine Fische den Hauptbestandteil der Nahrung oder sogar die alleinige Beute (VAN DER WINDEN 2002b). Unter den Wirbellosen werden besonders Klein- und Großlibellen, verschiedene im Wasser lebende Käferfamilien, Steinfliegen, Köcherfliegen, Eintagsfliegen, verschiedene Wasserwanzen, Fliegenlarven, Wassermilben und andere Spinnentiere, Kleinkrebse, Egel und Regenwürmer aufgenommen. Unter den Wirbeltieren werden Kaulquappen, frisch aus dem Wasser gekommene Fröschchen und kleine Fische erbeutet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

Die Nahrung wird vorwiegend im niedrigen Suchflug erbeutet, der für alle Seeschwalben der Gattung *Chlidonias* typisch ist. Zumeist fliegen die Vögel in einer Art Bogenflug und ändern

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

dabei ständig die Lage des Körpers und den Flügelschlag und picken dabei am niedersten Punkt des Bogens die Beute von der Wasseroberfläche. Andere Beutefangmethoden (Rütteln, gerader Suchflug gegen den Wind, Bodenjagd) kommen seltener vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

58.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Trauerseeschwalbe brütet an Stillgewässern oder in feuchten Niederungslandschaften. Günstige Voraussetzungen bieten im Binnenland eutrophe Teiche, Altwässer und Sumpfwiesen, es werden aber auch größere ruhige Seen sowie flache Sumpf- und Verlandungsseen besiedelt. In Norddeutschland brütet die Art auch an breiten, verkrauteten Gräben im Marschland (SCHRÖDER & ZÖCKLER 1992). Wichtig ist eine geringe Vegetationshöhe zu Beginn der Brutzeit, da die Brutplätze knapp über der Wasseroberfläche (hoher und dichter Pflanzenwuchs wäre bei Landung und Abflug hinderlich) in stillen Buchten der Verlandungszonen liegen. Die Nester können auf Bülten in offenem Wasser oder im Röhricht errichtet sein, oder es handelt sich um Schwimmnester, die auf Algenmatten, den Blättern von schwimmenden Pflanzen aber auch auf vom Wind zusammengetriebenen Schilf- und Rohrkolbenhalmen gebaut werden. Während des Zuges ist die Trauerseeschwalbe an Meeresküsten wie auch an Brack- und Süßwasser anzutreffen. Sind solche Gebiete störungsfrei und nahrungsreich, dann verweilen Durchzügler oft längere Zeit, zumeist ist ihr Aufenthalt aber zumindest im Binnenland nur von sehr kurzer Dauer (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

58.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Populationsdynamik der Trauerseeschwalbe wurde bislang noch kaum untersucht, mit Ausnahme langjähriger Studien in den Niederlanden, wo die Art in den letzten Jahrzehnten drastisch zurückgegangen ist. Auf die Ergebnisse dieser Studien wird hier allerdings nicht näher eingegangen (siehe z. B. VAN DER WINDEN 2002a).

Wanderungen: Die Trauerseeschwalbe ist ein Weitstreckenzieher und überwintert entlang der afrikanischen Westküste vom Senegal im Nordwesten bis Namibia im Süden. Der Wegzug dauert in Mittel- und Westeuropa mehr als drei Monate, kann schon Ende Juni beginnen und zieht sich bis Mitte/Ende September (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982). Bemerkenswert ist, dass sich der Großteil der Weltpopulation der Art im Herbst auf zwei Rastgebiete konzentriert, zum einen ist das Ijsselmeer in den Niederlanden, wo die Zahl der durchziehenden Vögel auf 150.000-200,000 geschätzt wird, zum anderen in der Ukraine das Gebiet Sivash im Asowschen Meer, wo ebenfalls Konzentrationen von vielen Zehntausend Vögeln registriert wurden. Von hier fliegt die Mehrzahl der Vögel wahrscheinlich (sofern es Witterungsverhältnisse und Ernährungszustand erlauben) in einem Nonstop-Flug direkt ins Winterquartier (VAN DER WINDEN 2002b). Der Beginn des Abzugs fällt im Ijsselmeer auf Mitte September und endet Ende Oktober. Der nördlichste Teil des Winterquartiers wird bereits ab Anfang August erreicht, der südlichste in Namibia erst im Dezember. Nach einem im Schnitt fünfmonatigem Aufenthalt in den afrikanischen Küstengewässern beginnen die Trauerseeschwalben im März mit dem Heimzug. Der Frühjahrszug in Mitteleuropa beginnt Ende April und dauert bis Ende Mai (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982).

58.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Trauerseeschwalbe brütet in Eurasien vom westlichen Europa ostwärts bis an den Jenissej und in die östliche Mongolei. In der Nearktis brütet die Art in der *Unterart surinamensis* in den nördlichen Vereinigten Staaten sowie im südlichen Kanada. Der Gesamtbestand Eurasiens wird auf 300.000-500.000 Exemplare, derjenige Nordamerikas auf 150.000-750.000 Exemplare geschätzt (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) tritt die Trauerseeschwalbe in 25 Staaten als Brutvogel auf. Das europäische Brutareal wird im Norden von der Ostsee und dem Baltikum begrenzt,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nur wenige Paare brüten in Südschweden und im Süden Finnlands. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 47.000-88.000 Paare geschätzt, die größten Bestände finden sich in Weißrussland mit 6.000-22.000 Paaren, in Russland mit 20.000-30.000 Paaren, in Polen mit 5.000-7.000 Paaren und in der Ukraine mit 3.500-5.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 2.700-3.400 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände der Trauerseeschwalbe in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Dänemark	100-100	1993-1996
Deutschland	939-953	1997
Finnland	15-25	1990-1995
Frankreich	237-237	1997
Griechenland	50-150	
Italien	100-160	1988-1997
Niederlande	900-1.300	1990
Spanien	150-200	
Schweden	180-220	1990

Österreich/Verbreitung: Aus Österreich sind keine aktuellen Brutvorkommen bekannt. Die Trauerseeschwalbe tritt jedoch zu beiden Zugzeiten in den meisten Landesteilen als regelmäßiger Zugvogel auf.

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland*: Im 19. Jahrhundert brütete die Art häufig am Neusiedler See und im Seewinkel, aus dem 20. Jahrhundert wurden hingegen nur mehr unregelmäßige Brutmeldungen bekannt, der letzte Brutnachweis datiert aus dem Jahr 1965 (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982). *Niederösterreich*: Im Waldviertel wurden einzelne Bruten 1961 und 1965 vom Jägerteich bei Weidhofen/Thaya (1 bzw. 4 Paare) und 1966 vom Gebhartsteich bei Schrems (1 Paar) gemeldet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, FESTETICS 1967).

Österreich/Durchzug und Überwinterung: Die Trauerseeschwalbe ist in Österreich ein regelmäßiger Durchzügler sowohl im Frühjahr als auch im Herbst. Der Frühjahrszug ist bei uns überall viel stärker ausgeprägt als der Herbstzug. Wenngleich die Art prinzipiell an allen einigermaßen naturnahen Stillgewässern (teilweise auch an Stauseen und langsam fließenden Flüssen) auftreten kann, liegen die wichtigsten und auch am regelmäßigsten aufgesuchten Rastgebiete im Bereich der international bedeutenden großen Feuchtgebiete im Rheindelta am Bodensee und im Neusiedler See-Gebiet im Burgenland. Die Zahl der jährlich in einem bestimmten Gebiet zu beobachtenden Vögel kann in weiten Grenzen schwanken, so wurden z. B. am oberösterreichischen Donaulauf im Frühjahr 1993 außergewöhnlich viele Trauerseeschwalben registriert (KRIEGER 1993). Die maximalen Truppgrößen liegen in den regelmäßig genutzten Rastgebieten bei 200-400 Exemplaren, in der Regel sind die durchziehenden Trupps jedoch wesentlich kleiner und übersteigen 50 Exemplare nur selten.

58.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/Declining, Rote Liste Österreich: RE (regionally extinct/in Österreich ausgestorben oder verschollen)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Während der Brutbestand erloschen ist, die Entwicklung also klar negativ ist, sind in Bezug auf die Zahl der in Österreich durchziehenden Vögel keine klaren Tendenzen erkennbar. Am Bodensee ist die durchschnittliche Zahl erfasster Individuen am Durchzug im Vergleich der Perioden 1960-1980 und 1981-1995 nahezu gleich geblieben (STARK 1999). Europaweit gesehen hat der Bestand der Art seit den 1970er Jahren in Westeuropa und im Mittelmeergebiet teilweise um mehr als 50 % abgenommen, die Größe vieler Kolonien ist zurückgegangen und viele Brutplätze sind erloschen (VAN DER WINDEN 1997).

Gefährdungsursachen: Welche Faktoren das Verschwinden der Art vom Neusiedler See verursacht haben, ist heutzutage nicht mehr einzugrenzen, doch fällt das (heute nicht mehr zeitlich bestimmbare) Erlöschen ihres Vorkommens offenbar bereits sehr früh in der Geschichte der menschlichen Veränderungen des Sees. Wie Untersuchungen in den Niederlanden zeigten, ist die Art auch gegenüber nicht augenscheinlichen Veränderungen in der Nährstoffbilanz des Lebensraumes, die etwa das Nahrungsangebot beeinflussen können, empfindlich (BEINTEMA 1997). Menschliche Störungen am Brutplatz sind ein zweiter, wahrscheinlich limitierender Faktor (VAN DER WINDEN 2002a).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Durchziehende Trauerseeschwalben profitieren sicherlich von allen Maßnahmen, die zur Erhaltung von Feuchtlebensräumen, zur extensiven Bewirtschaftung von Fischteichen und allgemein zur Wiederherstellung von naturnahen Verhältnissen in größeren Feuchtgebieten gesetzt werden.

58.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Trauerseeschwalbe weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

58.1.9 Kartierung

Durchziehende Trauerseeschwalben sind in der Regel auffällig und sind leicht visuell zu erfassen.

58.1.10 Wissenslücken

Das Auftreten der Trauerseeschwalbe in Österreich ist durch zahlreiche unveröffentlichte Beobachtungen in den Archiven von BirdLife Österreich, von ornithologischen Arbeitsgemeinschaften und von Privatpersonen dokumentiert. Eine zusammenfassende Auswertung dieser Daten wäre angesichts der Priorität, die der Art nach der Vogelschutzrichtlinie zukommt, von großem Wert.

58.1.11 Literatur

BEINTEMA, A.J. (1997): European Black Terns (*Chlidonias niger*) in Trouble: Examples of Dietary problems. Colonial Waterbirds 20: 558-565.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

DVORAK, M. (1994): Möwen und Seeschwalben. Pp. 177-194 in DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G.: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3. Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.

FESTETICS, A. (1967): Die Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*), Brutvogel im Waldviertel. Egretta 10: 32.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8/2. Sternidae - Alcidae. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 572 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

HAVERSCHMIDT, F. (1978): Die Trauerseeschwalbe. Neue Brehme Bücherei 508. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 74 pp.

KRIEGER, H. (1993). Bemerkenswert starker Durchzug der Trauerseeschwalbe (*Chlidonias nigra*) im Frühjahr 1993 in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachrichten OÖ, Naturschutz aktuell 1/2: 8-9.

STARK, H. (1999): Trauerseeschwalbe *Chlidonias niger*. In: HEINE, G., JACOBY, H., LEUZINGER, H. & H. STARK: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Jh. Bad.-Württ. 14/15: 482-483.

SCHRÖDER, K. & ZÖCKLER, Ch. (1992): Habitatwahl, Gefährdung und Schutz der Trauerseeschwalbe *Chlidonias niger* im Hadelner Sietland (Cuxhaven). Vogelwelt 113: 144-151.

VAN DER WINDEN, J. (1997): *Chlidonias niger* Black Tern. Pp 364-365 in HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London. 903 pp.

VAN DER WINDEN, J. (2002a): Disturbance as an important factor in the decline of Black Terns *Chlidonias niger* in the Netherlands. Vogelwelt 123: 33-40.

VAN DER WINDEN, J. (2002b): The odyssey of the Black Tern *Chlidonias niger*: Migration ecology in Europe and Africa. Ardea 90: 421-435.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterfowl Population Estimates. Third Edition. Wetlands International Golbal Ser. 12. Wetlands International, Wageningen. 226 pp.

58.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Für durchziehende Trauerseeschwalben werden keine speziellen Habitatansprüche beschrieben und sind auch in Österreich nicht bekannt. Eine Angabe von Habitatindikatoren ist aus diesem Grund nicht möglich. Da die Zahl der alljährlich pro Gebiet durchziehenden Individuen in weiten, nicht von lokalen Faktoren abhängigen Grenzen schwanken kann ist auch eine überregional gültige Festlegung von Populationsindikatoren nicht sinnvoll. Der günstige Erhaltungszustand müsste in diesem Fall anhand von gebietsspezifischen numerischen Kriterien festgelegt werden, eine Aufgabe, die außerhalb des Rahmens der vorliegenden Studie liegt.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

59 A215 *BUBO BUBO*

59.1 Schutzobjektsteckbrief

59.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Uhu

Englisch: Eagle Owl, Französisch: Grand-duc d'Europe, Italienisch: Gufo reale, Spanisch: Búho real

59.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Strigiformes – Eulen, Familie Strigidae – Ohreulen und Käuze

Merkmale: Größte Eule der Westpaläarktis und damit Europas. Besitzt große Federohren. Die Iris ist orange gefärbt. Der Mantel und die Decken auf der Flügeloberseite sind rindenförmig gezeichnet. Typischer (namensgebender) bellender Ruf „buho" oder „uuho".

59.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Der Uhu ist prinzipiell monogam (MEBS & SCHERZINGER 2000). Je nach Qualität des Reviers kann es zu einem Wechsel des Partners kommen, wobei es sogar Hinweise auf Bigamie und Polygamie gibt (DALBECK et al. 1998). Die Art ist ausgesprochen standorttreu (MEBS & SCHERZINGER 2000). Gegenüber Artgenossen kann der Uhu sehr tolerant sein, wenn ausreichend Beute vorhanden ist. So wird nur Brutplatz selbst verteidigt (MEBS & SCHERZINGER 2000).

Fortpflanzung: Uhus bauen keine eigentlichen Nester sondern legen ihre Eier in während der Balz in den Boden gescharrte, flache Mulden. In den Rätischen Alpen (Schweiz) maßen die Nestplattformen im Schnitt 100 x 75 cm, waren bisweilen aber auch viel größer; die eigentliche Nestmulde hatte einen Durchmesser von rund 30 cm (HALLER 1978). Stets liegen die Nester mindestens 50 cm vom Felsrand entfernt an der Rück- oder Seitenwand einer Überdachung, sodass sie vor Niederschlägen geschützt sind und trocken bleiben (HALLER 1978, GÖRNER 1983). Seitlich schließen sich an die Brutnischen fast immer bewachsene Felsbänder und Böschungen an, die von den Junguhus ab der vierten bis fünften Lebenswoche für „Ausflüge" genutzt werden (HALLER 1978, GÖRNER 1983). In den Rätischen Alpen lagen von 34 Uhunestern 13 auf Felsbändern, 11 in Nischen, vier am Fuß kleinerer Felsen, drei auf Felssockeln und jeweils einer in einer Höhle, am Fuß einer Kluft und in einem Kolkrabenhorst (HALLER 1978). Wichtig für die Lage des Horstes, aber auch für die Rupf-, Ruf- und Rastplätze ist immer die leichte Erreichbarkeit durch freie Anflugmöglichkeiten; Brutplätze, die von heranwachsenden Bäumen verdeckt werden, können verlassen werden (FREY 1973, HALLER 1978). Die relative Höhe des Brutplatzes (in Bezug zum Talboden) schwankte in den Rätischen Alpen zwischen 30 und 220 Metern; die meisten Nester liegen in den mittelgroßen bis größten, stark zerklüfteten und stärker bewachsenen Felsen (HALLER 1978). Außerhalb der Alpen brüten Uhus auch noch an sehr viel kleineren Vertikalstrukturen, zum Teil, wie etwa in Niederösterreich, auch an nur meterhohen Felsbändern und in Lößwänden (FREY 1973) und erweisen sich daher hinsichtlich ihrer Ansprüche als überaus flexibel. Steinbrüche spielen in von Natur aus felsarmen Gebieten als Brutplätze eine große Rolle, so liegen derzeit alle aktuell besetzten burgenländischen Brutplätze in Steinbrüchen (GRÜLL & FREY 1992), desgleichen fast alle in vielen Gebieten Nordbayerns (FÖRSTEL 1995). Boden- und Baumbruten, wie sie in Nord- und Osteuropa fast ausschließlich vorkommen, nahmen in den letzten Jahren auch in Österreich deutlich zu (LEDITZNIG et al. 2001, ZUNA-KRATKY 2003). Nicht selten brütet der Uhu nahe an menschlichen Bauwerken, so fand HALLER (1978) von 24 Brutplätzen in Graubünden je

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

zwei unmittelbar oberhalb einer Hauptverkehrsstraße und einer Eisenbahnlinie, in zwei weiteren Fällen betrug die Entfernung zu menschlichen Bauwerken nur 130 bzw. 200 Meter. Die burgenländischen Uhuvorkommen liegen zum Teil in noch betriebenen Steinbrüchen (GRÜLL & FREY 1992).

Der Legebeginn ist in Mitteleuropa meist im März (MEBS & SCHERZINGER 2000). Die Brutdauer liegt bei 31-37 Tagen. Während die Bodennester nach 22-25 Tagen verlassen werden, dauert die Nestlingszeit bei Fels- und Baumbruten 4-5 Wochen. Insgesamt ist eine Zeitspanne von etwa 30 Wochen notwendig bis die Jungen selbständig sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Gelegegröße des Uhus liegt zwischen zwei und vier Eiern, ausnahmsweise auch bei fünf (MEBS & SCHERZINGER 2000). Zweier- und Dreiergelege sind dabei am häufigsten. Zu Nachbruten kommt es nur bei sehr frühen Gelegeverlusten (PIECHOCKI & MÄRZ 1985). Der wahrscheinlich erste Nachweis einer erfolgreichen Zweitbrut gelang in Spanien in den Provinzen Alcante und Murcia (MARTÍNEZ et al. 2003). Die durchschnittliche Gelegegröße variiert regional und dürfte vom Nahrungsangebot abhängen: Werden in Südfrankreich im Schnitt 2,7-3,1 Eier gelegt (THIOLLAY 1969, BLONDEL & BALDAN 1976) und in den Mittelgebirgen Frankens noch 2,6-2,9 (MEBS 1972, FÖRSTEL 1977), enthielten Vollgelege in den Rätischen Alpen im Schnitt nur 2,56 Eier (HALLER 1978). Im Mostviertel wurde aufgrund der geringen Stichprobe die Eizahl/Brut errechnet; diese Berechnung ergab 1,6 Eier/Brut für den Alpenteil und 2,3 Eier/Brut für die Voralpen (LEDITZNIG et al. 2001).

Nahrung und Nahrungssuche: Zur Ernährung des Uhus wurden bedingt durch die relativ leichte Auffindbarkeit der Gewölle in vielen Ländern Europas und auch im übrigen Verbreitungsgebiet zahlreiche Untersuchungen durchgeführt. Fast alle Beutelisten zeigen, dass sich der Uhu sehr flexibel auf das vorhandene Angebot einstellen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Erjagt wird alles, was leicht und ohne Gefahr überwältigt werden kann, bevorzugt aber mittelgroße Säugetiere und größere Vögel. So betrug das mittlere Beutetiergewicht im Mostviertel 527 g (LEDITZNIG et al. 2001). In Gebieten mit einem geringeren Angebot an größeren Beutetieren hält sich der Uhu an Kleinsäuger, Kleinvögel und bisweilen auch an Amphibien, Fische und große Insekten. Eine Zusammenstellung von Beutelisten aus 70 Fundstellen aus allen Teilen des Artareals ergab einen engen Zusammenhang zwischen Regionalfauna und den Beuteliste des Uhus, so fanden sich z. B. in Ungarn rund 110 Säugetier- und 140 Vogelarten als Nahrung des Uhus (JÁNOSSY & SCHMIDT 1970). Unter den Säugern zählen Igel *Erinaceus europaeus*, Feld- *Lepus europaeus* und Schneehasen *Lepus timidus*, Kaninchen *Oryctolagus cuniculus*, Wanderratten *Rattus norvegicus*, junge Füchse *Vulpes vulpes*, Eichhörnchen *Sciurus vulgaris*, Hamster *Cricetus cricetus* und verschiedene Mäusearten (vor allem Feld- *Microtus arvalis* und andere Wühlmäuse) zu den häufigsten Beutetieren, unter den Vögeln Rebhühner *Perdix perdix*, Fasane *Phasianus colchicus*, Rabenvögel *Corvidae*, Tauben *Columbidae*, Drosseln *Turdidae* und Enten; besonders erwähnenswert ist, dass der Uhu regelmäßig auch alle anderen Eulenarten (vor allem Waldohreulen *Asio otus* und Waldkäuze *Stric aluco*) sowie ihm kräftemäßig unterlegene Greifvögel (regelmäßig z. B. Mäusebussard *Buteo buteo*, Turmfalke *Falco tinnunculus*, Habicht *Accipite gentilis* und Wanderfalke *Falco peregrinus*) schlägt (nach zahlreichen Einzeluntersuchungen in PIECHOCKI & MÄRZ 1985). In Österreich gibt es eingehende Untersuchungen zur Nahrungswahl des Uhus für ganz Niederösterreich (FREY 1973) und für das Mostviertel (LEDITZNIG et al. 2001).

Uhus jagen in der Dämmerung und nachts und sind sehr vielseitig in der Wahl ihrer Jagdtechnik (MEBS & SCHERZINGER 2000). Sie nutzten dabei Warten zur Ansitzjagd oder spüren ihre Beute im Jagdflug auf. Uhus können ihre Beute aber auch zu Fuß erjagen.

59.1.4 Autökologie

Lebensraum: Als extrem standorttreue Art ist der Uhu auf eine reich strukturierte Landschaft angewiesen, wobei er aber kein Lebensraumspezialist ist, sondern unterschiedlichste Biotope

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

bewohnen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Der Uhu brütet in halboffenen, abwechslungsreichen mit kleineren und größeren Waldstücken, offenen Landstrichen, Seen und Flüssen gegliederten Gebieten, besiedelt aber dabei sehr unterschiedliche Biotope. Das wohl wichtigste Requisit sind geeignete Brutplätze, die in Form von Felswänden, felsigen Abbrüchen, schütter bewachsenen Steilhängen und Steinbrüchen vorhanden sein müssen. Auch alte Horste von Großvögeln werden angenommen. Dies führte in den letzten Jahren zu einer Erweiterung des Brutareals in Österreich (vgl. ZUNA-KRATKY 2003). Die Jagdgebiete des Uhus liegen in an den Brutplatz angrenzenden offenen oder locker mit Bäumen bestandenen Flächen, die Uhus nutzen dabei je nach Lage des Horstes unterschiedliche Biotope wie offene landwirtschaftliche Flächen, Gewässerränder, bewaldete Hänge und alpine Matten an oder oberhalb der Baumgrenze. Die Tageseinstände dieser überwiegend nachtaktiven Art liegen einerseits in Felswänden (zumeist nahe des Horstes) an gut gedeckten Bändern, Nischen und Höhlungen oder in Wurzelwerk und Ästen abgestorbener Bäume in deren Nähe, andererseits aber auch im Wald im oberen Kronenbereich von Bäumen; in steilen Hängen ruhen Uhus auch am Fuß von Bäumen oder unter Sträuchern (HALLER 1978). Wichtig sind weiters geeignete Beutebearbeitungsplätze, die sich vorwiegend auf exponierten Felskanzeln oder wipfeldürren Nadelbäumen finden, ebenfalls überwiegend nahe des Brutplatzes (HALLER 1978). Der nächtliche Balzgesang erfolgt von exponierten Punkten im Revier (Felsköpfen, wipfeldürre, hohe Bäume) aus (HALLER 1978).

59.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Uhus besetzten große Aktionsräume. Telemetrische Untersuchungen im niederösterreichischen Alpenvorland ergaben über das gesamte Jahr für drei Männchen ein Streifgebiet zwischen 30 km² und 100 km², für fünf Weibchen eines von 25 km², wobei Weibchen und Männchen denselben Aktionsraum bewohnten (LEDITZNIG 1996). Zur Brutzeit, insbesondere wenn das Weibchen die Eier bebrütet, verringert sich der Aktionsraum. Die Männchen bejagten dann nur mehr ein Gebiet zwischen 23 und 26 km^2, wobei 80 % der Beobachtungen überhaupt nur auf 9-12 km^2 entfielen. Überschneidungen von Aktionsräumen dürften die Regel sein (MEBS & SCHERZINGER 2000, LEDITZNIG et al. 2001). Der mittlere Abstand zwischen gleichzeitig besetzten Nestern liegt in den besten mitteleuropäischen Brutgebieten zwischen 2,4 und 4,4 Kilometern (MEBS 1972, FREY 1973, FÖRSTEL 1977, KILZER 2000, LEDITZNIG et al. 2001), ist aber in höhergelegenen Gebieten (unter 1.000 m) mit 5,5-7,5 Kilometern (FREY 1973, FÖRSTEL 1977) und in Gebirgsregionen (6-7 km im Engadin, HALLER 1978) deutlich höher.

Zum Bruterfolg des Uhus liegen eingehende Untersuchungen aus Niederösterreich vor: Von 703 zwischen 1969 und 1991 kontrollierten Bruten flog in 461 Fällen (65 % aller begonnenen Bruten) zumindest ein Jungvogel aus. 163 der Verluste (23,2 %) ereigneten sich im Gelegestadium, in 25 Fällen (4,6 %) starben die Jungvögel im Nest und 42mal (7,8 %) konnte eine Aushorstung nachgewiesen werden. Brutverluste wurden, abgesehen von den Aushorstungen durch Schlechtwetter (Schneefall, Regenfälle, Nahrungsmangel) und durch menschliche Störungen (Forstarbeiten, Tourismus, Horstbesuche durch Neugierige und Photographen) verursacht. Der Bruterfolg in den sieben untersuchten Gebieten ist dabei in den besser untersuchten Bereichen recht einheitlich und liegt nur im Thayatal mit 55 % niedriger (FREY 1992). Die Nachwuchsrate pro begonnener Brut lag 1969-1991 in Niederösterreich bei durchschnittlich 1,3 Jungvögeln, erfolgreiche Brutpaare brachten im Schnitt zwei Junguhus hoch. Die Erfolgsrate schwankt jährlich allerdings beträchtlich mit absoluten Spitzenjahren in denen um 40-60 % mehr Junge hochkommen als in normalen Jahren (FREY 1992). Im Mostviertel differierten die Werte je nach Region deutlich und lagen im Mittel unter denen ganz Niederösterreichs (0,87 Junge/Paar): Alpenvorland 1,57 Junge/Paar, Donautal 0,67 Paar/Brut und im alpinen Bereich 0,23 Junge/Paar (LEDITZNIG et al. 2001). Die Reproduktionsraten erfolgreicher Brutpaare waren mit 1,97 Junge/Paar fast identisch mit denen aus ganz Niederösterreich (vgl. oben). Die ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ringen Reproduktionsraten im Donautal und im alpinen Bereich führen LEDITZNIG et al. (2001) auf den Straßenverkehr (Todesopfer sowohl bei jungen wie auch adulten Individuen), auf Störungen (Spaziergänger, Sportkletterer, Eisenbahnarbeiter) oder auf suboptimale Jagdgebiete zurück. In den Rätischen Alpen lag der Bruterfolg mit einem Anteil von 74,5 % an erfolgreichen Paaren leicht höher als in Niederösterreich, die Nachwuchsrate war hingegen mit 1,32 Jungvögeln/Brutpaar gleich hoch (HALLER 1978). Höhere Nachwuchsraten wurden beispielsweise in Baden-Württemberg mit 1,68 Jungvögeln/Paar festgestellt (ROCKENBAUCH 1978), niedrigere in Franken mit 1,13-1,17 Jungvögeln (MEBS 1972, FÖRSTEL 1977).

Für die Jungendispersion wurde bei 101 Wiederfunden eine mittlere Abwanderungsstrecke von 52 km errechnet (MEBS & SCHERZINGER 2000). Werden aus diesem Datensatz die Individuen im 1. Lebensjahr exkludiert, weil Junge in diesem Lebensalter möglicherweise noch nicht selbständig sind, ergibt sich eine mittlere Entfernung von 80 km. Die weiteste Wanderstrecke liegt bei 315 km (FÖRSTEL 1995).

Wanderungen: Der Uhu ist ein ausgesprochener Standvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Dispersionen führen hingegen die Jungvögel durch, die nach geeigneten Bruthabitaten suchen (siehe oben).

59.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das sehr ausgedehnte paläarktische Brutgebiet des Uhus erstreckt sich von Nordafrika über ganz Europa durch Asien hindurch über Indien und China ostwärts bis in den Fernen Osten inklusive der Insel Sachalin und den Kurilen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Europa: Uhus brüten in geringer Dichte in den meisten Teilen Europas, die Art fehlt lediglich auf den Britischen Inseln sowie auf den großen Mittelmeerinseln; in den Niederlanden und in Dänemark trat der Uhu erstmals Ende der 1980er Jahre als Brutvogel auf (TUCKER & HEATH 1994). In vielen Teilen Europas wurde diese Großeule in den letzten Jahrzehnten stark verfolgt und ist daher in vielen Bereichen selten geworden. Der Bestand des Uhus wird in Europa auf 12.000-40.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Uhus in der Europäischen Union wird auf 5.700-9.000 Brutpaare geschätzt.

Tabelle: Brutbestand des Uhus in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	400-600	1998-2002
Belgien	20-30	1981-1990
Dänemark	30-35	1993-1996
Finnland	2.500-3.500	1990-1995
Frankreich	950-1.500	1990-1995
Deutschland	408-452	1996
Griechenland	200-500	-
Italien	200-250	1988-1997
Luxemburg	1-5	-
Niederlande	0-2	1985
Portugal	100-1.000	1989

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

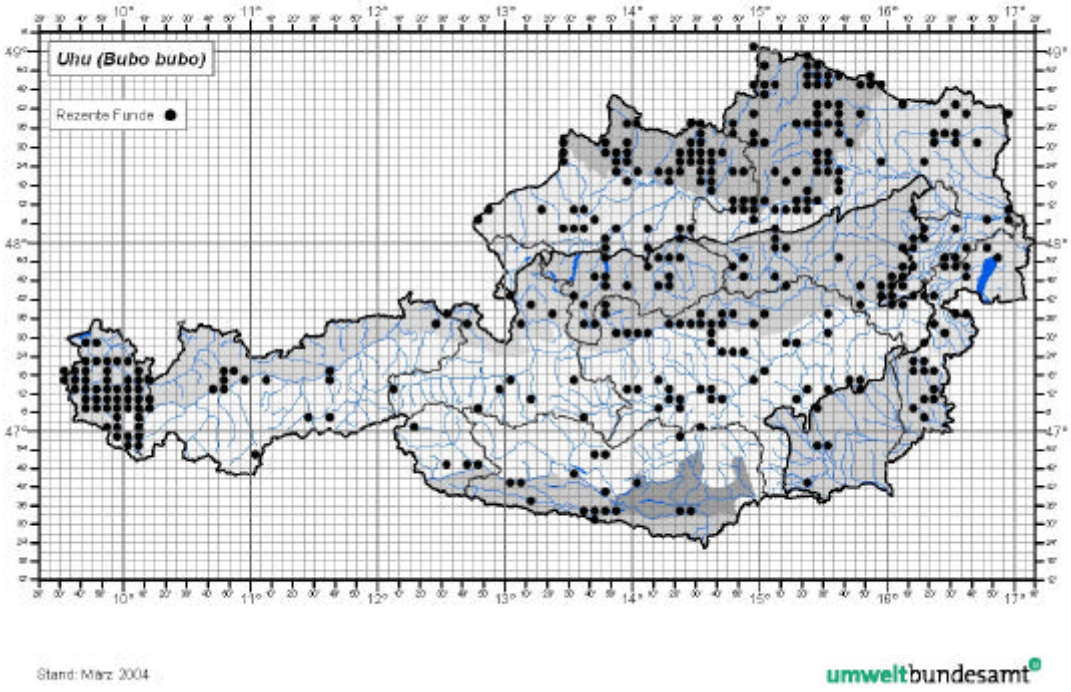
Spanien	520-600	-
Schweden	390-500	1990

Österreich/Verbreitung: Der Uhu ist in Österreich ein weitverbreiteter Brutvogel und fehlt eigentlich nur in jenen Teilen der offenen Niederungen Ost- und Südostösterreichs, wo keine geeigneten Brutplätze vorhanden sind (DVORAK et al. 1993). Verbreitungslücken wie z. B. im Zentralalpenraum sind wahrscheinlich auf einen schlechte Erfassungsgrad zurückzuführen (DVORAK et al. 1993, LANDMANN & LENTNER 2001). Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in den Flusstälern des Wald- und Mühlviertels sowie am Alpenostrand, in den Alpen konzentrieren sich die Vorkommen in den größeren Flusstälern. Gegenwärtig breitet sich die Art vor allem im Osten aus, in den letzten Jahren und Jahrzehnten kam es beispielsweise zur Wiederbesiedlung ehemaliger Vorkommen im Burgenland und in den Tieflandauen der Donau und March (BERG 1992, DVORAK et al. 1993, ZUNA-KRATKY 2003). Obwohl die meisten Vorkommen in der collinen und montanen Stufe zu finden sind, gibt es auch Nachweise aus hochmontanen bis subalpinen Bereichen bis 2.100 m (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Ein mögliches Brutvorkommen am Rande des Wienerwaldes, wobei ein konkreter Brutnachweis noch aussteht (ÄBÖ). *Niederösterreich*: 125-175 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Seit 1969 werden zumindest in den Hauptvorkommen alljährlich Bestandskontrollen durchgeführt, sodass sowohl Bestandsgrößen als auch die Bestandsentwicklung der Art sehr gut bekannt sind (FREY 1973, 1992, LEDITZNIG et al. 2001). Der Bestandstrend an der Thermenlinie ist seit 1969 durchgehend leicht positiv mit 14-15 Revieren in den späten 1970er Jahren, 17-20 Revieren 1980-1983 und durchgehend 25 Revieren in den Jahren 1987-1991 (FREY 1992). Im Waldviertel lag der Bestand im Kamptal zwischen 1987 und 1991 bei 16-17 Revieren, hier kam es vor allem 1979-1981 zu einer beträchtlichen Zunahme von acht auf 13 Reviere (FREY 1992). Im Thayatal waren 1983-1991 24-27 Reviere besetzt; der Bestand lag hier in den 1970er Jahren konstant bei 14-15 Revieren, stieg aber zwischen 1980 und 1983 von 15 auf 24 Reviere an (FREY 1992). In der Wachau schließlich wuchs die Zahl der Uhu-Reviere seit den frühen 1970er Jahren konstant (1975 5, 1980 11, 1985 15) auf 20 Reviere in den Jahren 1986-1991 (FREY 1992). Die Bestandsentwicklung der Art im gesamten Bundesland ist seit den frühen 1970er Jahren konstant positiv, besonders starke Zuwächse waren in den späten 1970er und frühen 1980er Jahren zu verzeichnen. *Burgenland*: 15-25 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Das derzeitige Verbreitungsgebiet umfasst mit Leitha- und Rosaliengebirge, den Landseer Bergen, sowie dem Bernsteiner und Rosaliengebirge und dem Ruster Hügelzug sämtliche Gebirgszüge des Burgenlandes; aus dem Hügelland im Süden liegen bislang nur Einzelbeobachtungen rufender Männchen vor (GRÜLL & FREY 1992). Noch in den 1970er Jahren zeigte der Bestand eine stark rückläufige Tendenz, Ende der 1970er Jahre war nur mehr ein einziges Vorkommen im Bernsteiner Gebirge bekannt (FREY & WALTER 1977). In den 1980er Jahren hat der Bestand aber wieder stark zugenommen (GRÜLL & FREY 1990 & 1992). *Steiermark:* 30-70 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Ein Verbreitungsschwerpunkt ist im Oberen Murtal und dessen Seitentälern zwischen Judenburg und der Landesgrenze zu finden, wo 1982-1994 auf einer Fläche von 770 km² 5-8 Paare festgestellt werden konnten (SACKL & SAMWALD 1997). Verglichen mit einem Maximalbestand von 6-8 Paaren zu Beginn der 1980er Jahre zeichnet sich hier mit 5-6 Paaren 1994 ein leichter Rückgang der Art ab (SACKL & DÖLTLMAYER 1996). Weitere dichte Uhu-Vorkommen sind aus dem Gesäuse zwischen Gesäuse-Eingang und Wandaubrücke mit 4-5 Brutpaaren bekannt (SACKL & SAMWALD 1997). *Kärnten*: 25-50 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Am Dobratsch brüten mindestens drei Paare (WAGNER 1995), in der Sattnitz mindestens zwei (KRAINER 1995). *Oberösterreich*: 75-95 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in den Flusstälern des Mühlviertel sowie im Donau-, Enns- und Steyrtal (BRADER & AUBRECHT 2003). Das Alpenvorland ist bis auf einzelne Flusstäler (z. B. Traun, Salzach) unbesiedelt. Im

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Alpenraum kommt er nur dort vor, wo er ausreichend Beute findet, wie an Seen (z. B. Almsee) oder am Rand größerer Talbecken (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: 18-40 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Aus den größeren Tälern und in einzelnen Tauerntälern liegen einige Brutnachweise vor (SLOTTA-BACHMAYR & WERNER 1992, FREY & WALTER 1986). *Tirol*: 75-100 Brutpaare (LANDMANN & LENTNER 2001). Der Uhu besiedelt in Tirol neben den Haupttälern (Inn, Lech, Drau) auch höher gelegene Seitentäler bis in die alpine Stufe. In Nordtirol sind die meisten bekannten Vorkommen in den nördlichen Kalkalpen zu finden. Die Nachweise stammen aus dem Lechtal, Gurgltal, dem Karwendel und dem Kaisergebirge (LANDMANN & LENTNER 2001). In Osttirol sind Nachweise aus dem Isel- und Drautal um Lienz bekannt wie auch aus einigen höher gelegenen Seitentälern wie dem Virgental, Defereggental, Burgertal oder dem oberen Pustertal (MORITZ & BACHLER 2001). *Vorarlberg*: 25-35 Brutpaare (KILZER et al. 2002). Der Bestand in Vorarlberg erholte sich ab 1973 nach einem Tief in den 1960er Jahren (KILZER & BLUM 1991). Nun ist der Uhu ein verbreiteter Brutvogel und besiedelt alle Haupttäler und mehrere Seitentäler und Schluchten bis in die subalpine Stufe (KILZER & BLUM 1991, KILZER et al. 2002). Allein im Bereich von Silvretta und Verwall sind auf einer Fläche von ca. 300 km² 6-7 Reviere bekannt (KILZER 1995). Im Rheintal wurde auf einer 30 km langen Strecke mit sieben Brutrevieren der dichteste Bestand des Bundeslandes festgestellt (KILZER 2000).



59.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: VU , Rote Liste Österreich: NT (Near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Entwicklungstendenzen: In Mitteleuropa kam es aufgrund intensiver Verfolgung seit etwa Mitte des 19. Jahrhunderts zu Bestandseinbrüchen, die gebietsweise zum völligen Verschwinden der Art führten (BAUER & BERTHOLD 1996). In den 1950er, regional auch erst in den 1960er Jahren kam es dann nach Nachlassen der Verfolgung wiederum zu Zunahmen und einer Wiederausbreitung (BAUER & BERTHOLD 1996). In Österreich setzte eine positive Entwicklung erst im Verlauf der 1970er aber spätestens mit dem Beginn der 1980er Jahre ein und führte seither in sämtlichen Bundesländern und allen längerfristig erfassten Untersuchungsgebieten zu deutlichen Zunahmen (vgl. GRÜLL & FREY 1992, DVORAK et al. 1993). Einige Ausnahmen gibt es wie das obere Murtal, wo aktuell eine leicht negative Entwicklung festgestellt wurde (SACKL & SAMWALD 1997). Im Osten Österreich kam es zu deutlichen Ausbreitungsbewegungen, die unter anderem in den 1970er Jahren zu Wiederbesiedlungen an der Thermenlinie und in den 1980er Jahren im Burgenland führten. Seit Anfang der 1990er Jahre wurden auch die großen Tieflandauen der Donau und der March besiedelt (ZUNA-KRATKY 2003).

Gefährdungsursachen: Obwohl die Art derzeit in den meisten Gebieten Mitteleuropas eine positive Bestandsentwicklung zeigt bestehen nach wie vor Gefährdungen, die den Bestand lokal sehr leicht beeinträchtigen können. Besonders anfällig ist der Uhu aufgrund seiner nächtlichen Lebensweise und des Nahrungserwerbs in offenen Lebensräumen für Unfälle mit Freileitungen und Verluste im Straßen- und Schienenverkehr (BERG 1992, MEBS & SCHERZINGER 2000, KILZER et al. 2002). Der noch vor 20, 30 Jahren hauptsächliche Gefährdungsfaktor, nämlich die direkte Verfolgung durch Abschuss, Aushorstung, Fang und Vergiftung, nimmt in letzter Zeit in Mitteleuropa wieder zu (BERG 1992, BAUER & BERTHOLD 1996). Störungen im unmittelbaren Brutplatzbereich bleiben ein Problem und Störungen durch Freizeitaktivitäten (z. B. Klettersport) nehmen in den letzten Jahren deutlich zu (FRÜHAUF 2005, MEBS & SCHERZINGER 2000). Lokal geringe Bruterfolge können auch durch ein geringeres Nahrungsangebot durch landwirtschaftliche Intensivierungen und eine hohe Biozid- und Schwermetallbelastung bedingt sein (BAUER & BERTHOLD 1996, FRÜHAUF 2005). Ungünstige Witterungsbedingungen können jahrweise zu geringem Bruterfolg und strenge Winter mit lang anhaltender Schneedecke zu erhöhter Mortalität führen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Neben Lebensraumverbesserungen wie die Erhaltung und Schaffung einer (halb)offenen, extensiv genutzten und gutstrukturierten Kulturlandschaft (FRÜHAUF 2005) wären die Absicherung vorhandener Stromleitungen und Vermeidung von neuen Leitungen im Bereich von Uhuvorkommen wichtige Maßnahmen (KILZER et al. 2002, MEBS & SCHERZINGER 2000). Straßennahe Bereiche und Bahndämme müssten durch entsprechende Bepflanzung abgesichert werden. An Brutplätzen sollten forstliche Arbeiten und unnötige Horstbesuche unterbleiben, derartige Maßnahmen wären auch in Zusammenarbeit mit der Jägerschaft durchzuführen (MEBS & SCHERZINGER 2000). Auch in Steinbrüchen sollte auf Uhubruten geachtet werden. Potentielle Uhureviere könnten durch die Schaffung künstlicher Brutnischen und (gegebenenfalls) die Entbuschung und Freihaltung aufgegebener Nestplätze aufgewertet werden. Schlussendlich ist die Fallenjagd bzw. Hüttenjagd generell zu untersagen ebenso die Hüttenjagd mit dem Uhu. Laufende Untersuchungen zu Bestand und Bruterfolg in aktuellen Uhuvorkommen sollten fortgesetzt werden und die Erfassung bislang wenig bekannter Brutgebiete begonnen werden (vgl. MEBS & SCHERZINGER 2000).

59.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Uhus in Europa stark verantwortlich.

59.1.9 Kartierung

Um den Uhubestand zu erfassen, sollte das Bearbeitungsgebiet am Tag systematisch auf potentielle Brutplätze (Steinbrüche, ...) abgesucht werden (FREY 1973). Die potentiellen Brutplät-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ze werden dann zur Herbst- (September bis Oktober) und Hauptbalzzeit (Ende Dezember bis Ende März) während der Dämmerung (1 h vor bis 1 h nach Sonnenuntergang) auf rufende Individuen kontrolliert (LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001). Der Einsatz von Klangattrappen ist vor allem in Gebieten, in denen Boden- und Baumbruten vermutet werden sinnvoll (FREY 1973, LEDITZNIG & LEDITZNIG 2001). In Gebieten mit einer hohen Anzahl an potentiellen Brutwänden kann eine Reduzierung auf jene Wände, die in der Nähe von großen Offenflächen oder Flussläufen liegen, überlegt werden (LEDITZNIG et al. 2001). Die Suche nach brütenden Weibchen und die Kontrolle des Bruterfolgs können meist mit Hilfe eines Spektivs durchgeführt werden (LEDITZNIG et al. 2001). Weiters ist eine Erfassung des Bruterfolgs durch das Verhören von bettelnden Junguhus möglich (FREY 1973, LEDITZNIG et al. 2001). Eine Zusammenarbeit mit der Jägerschaft erhöht die Effizienz (FREY 1973).

59.1.10 Wissenslücken

Obwohl in vielen Gebieten seit Jahren Erfassungs- und Monitoringprogramme durchgeführt werden, ist die Bestandssituation in weiten Teilen Österreichs, insbesondere im zentralen Alpenraum weiterhin unklar. Diese Gebiete sollten besser erfasst werden. Die laufenden Monitoringprogramme sollten weitergeführt bzw. gefördert werden. Besonders Daten zu Bruterfolg, Jungendispersion und Gefährdung (Todesursachen) sind unerlässlich.

59.1.11 Literatur

BERG, H.-M. (1992): Status und Verbreitung der Eulen (*Strigiformes*) in Österreich. Egretta 35: 4-8.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BLONDEL, J. & BADAN, O. (1976): La biologie du Hibou grand-duc en Provence. Nos Oiseaux 33: 189-219.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

DALBECK, L.; BERGERHAUSEN, W. & KRISCHER, O. (1998): Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreue beim Uhu *Bubo bubo*. Vogelwelt 119: 337-344.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

FÖRSTEL, A. (1977): Der Uhu im Frankenwald und im Bayerischen Vogtland. Anz. orn. Ges. Bayern 16: 115-131.

FÖRSTEL, A. (1995) Der Uhu *Bubo bubo* L. in Nordbayern. Orn. Anz. 34: 77-95.

FREY, H. (1973): Zur Ökologie niederösterreichischer Uhupopulationen. Egretta 16: 1-68.

FREY, H. & WALTER, W. (1977): Brutvorkommen und Nahrungsökologie des Uhus (*Bubo bubo*) im Burgenland. Egretta 20: 26-35.

FREY, H. & WALTER, W. (1986): Zur Ernährung des Uhus, *Bubo bubo* (Linnaeus 1758) an einem Brutplatz in den Hohen Tauern (Salzburg, Österreich). Ann. Naturhistor. Mus. Wien 88: 91-99.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

GÖRNER, M. (1983): Ansprüche der felsbrütenden Uhus (*Bubo bubo*) in Thüringen an den Horstplatz. Beitr. Vogelk. 29: 121-136.

GRÜLL, A. & FREY, H. (1990): Neue Befunde zu Bestandsentwicklung, Bruterfolg und Nahrungszusammensetzung des Uhus (*Bubo bubo*) im Burgenland. Biologisches Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 74: 137-145.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GRÜLL, A. & FREY, H. (1992): Bestandsentwicklung, Bruterfolg und Nahrungszusammensetzung des Uhus (*Bubo bubo*) im Burgenland von 1981 bis 1991. Egretta 35: 20-36.

HALLER, H. (1978): Zur Populationsökologie des Uhus *Bubo bubo* im Hochgebirge: Bestand, Bestandsentwicklung und Lebensraum in den Rätischen Alpen. Orn. Beob. 75: 237-265.

JÁNOSSY, D. & SCHMIDT, E. (1970): Die Nahrung des Uhus (*Bubo bubo*). Regionale und erdzeitliche Änderungen. Bonner zool. Beitr. 21: 25-51.

KILZER, R. (1995): Silvretta und Verwall. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 409-414.

KILZER, R. (2000): Bestand und Verbreitung von Felsbrütern in Vorarlberg. Vlbg. Naturschau 8: 25-62.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österr. Gesellschaft f. Vogelkunde, Landesstelle Vorarlberg, Wolfurt/Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. 275 pp.

KRAINER, K. (1995): Südlicher Teil des Sattnitzrückens. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 388-392.

LANDMANN, A; & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LEDITZNIG, C. (1996): Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donaunahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 29: 47-68.

LEDITZNIG, C. & LEDITZNIG, W. (2001): Großvögel im Special Protection Area Ötscher-Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten. 116-148.

LEDITZNIG, C.; LEDITZNIG, W. & GOSSOW, H. (2001): 15 Jahre Untersuchungen am Uhu (*Bubo bubo*) im Mostviertel Niederösterreichs – Stand und Entwicklungstendenzen. Egretta 44: 45-73.

MARTÍNEZ, J. A.; MARTÍNEZ, J.E.; PÉREZ, E.; ZUBEROGOITIA, I. & IZQUIERDO, A. (2003): Possible first record of multiple brooding of the Eagle Owl *Bubo bubo.* Ardeola 50: 77-79.

MEBS, T. (1972): Zur Biologie des Uhus (*Bubo bubo*) im nördlichen Frankenjura. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 7-25.

MEBS, T. & SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas. Kosmos Verlag. Stuttgart. 396 pp.

MORITZ, D. & BACHLER, A. (2001): Die Brutvögel Osttirols – Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Lienz. 277 pp.

PIECHOCKI, R. & MÄRZ, R. (1985): Der Uhu. Die Neue Brehm Bücherei 108. 5., überarb. Aufl. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 128 pp.

ROCKENBAUCH, D. (1978): Untergang und Wiederkehr des Uhus *Bubo bubo* in Baden-Württemberg.. Anz. orn. Ges. Bayern 8: 293-328.

SACKL, P. & DÖLTLMAYER, G. (1996): Zur Siedlungsbiologie und Ökologie des Uhus (*Bubo bubo*) im oberen Murtal (Steiermark, Österreich). Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 129: 33-45.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SLOTTA-BACHMAYR, L. & WERNER, S. (1992): Bestandssituation und Ökologie felsenbrütender Vogelarten im Bundesland Salzburg. Salzburger Vogelkundl. Ber. 4: 30-43.

THIOLLAY, J.-M. (1969): Essai sur les rapaces du midi de la France. Distribution - écologie. Hibou Grand Duc. Alauda 37: 15-27.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

WAGNER, S. (1995): Villacher Alpe - Dobratsch. In: DVORAK, M. & KARNER, E:: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 374-378.

ZUNA-KRATKY, T. (1995): Thermenlinie. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 121-126..

ZUNA-KRATKY, T. (2003): Eagle Owl (*Bubo bubo*) breeding in the lowland floodplain forests in north-eastern Austria. Crex 20: 41-47.

59.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Uhu ist ein weit verbreiteter Brutvogel, er wird für mindestens 53 Natura 2000-Gebiete als Brutvogel angegeben (Standarddatenbögen). Es existieren erprobte Methoden zur Bestandserfassung, die Einstufung des Erhaltungszustandes basiert daher vorwiegend auf Populationsindikatoren. Da die Art große Raumansprüche hat und aufgrund ihrer Körpergröße großflächig nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden.

59.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

59.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bruterfolg	Bruterfolg (Jung-uhus/Brutpaar) im Schnitt der letzten 5 Jahre > 0,99	Bruterfolg (Jung-uhus/Brutpaar) im Schnitt der letzten 5 Jahre 0,75-0,99	Bruterfolg (Jung-uhus/Brutpaar) im Schnitt der letzten 5 Jahre < 0,75[31]
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

59.3 Bewertungsanleitung

59.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

59.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Indikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mindestens ein Indikator „C“, der andere nicht höher als „B“

[31] siehe LEDITZNIG et al. (2001)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

60 A217 GLAUCIDIUM PASSERINUM

60.1 Schutzobjektsteckbrief

60.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Sperlingskauz

Englisch: Pygmy Owl, Französisch: Chevêchette d'Europe, Italienisch: Civetta nana, Spanisch: Mochuelo chico

60.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Strigiformes – Eulen, Familie Strigidae – Ohreulen und Käuze

Merkmale: Kleinste Eule unseres Gebiets. Fliegt schnell über weitere Strecken mit spechtartigem Wellenflug. Der Sperlingskauz besitzt einen kurzen, weißen Überaugenstreif. Oberseite ist (grau)braun und fein weißlich gesprenkelt. Unterseite ist weiß mit brauner Brust und Brustseiten. Gesang besteht aus ansteigenden Pfeiftönen.

60.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Beim Sperlingskauz herrscht monogame Saisonehe (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Durch die Bindung an ein Reviere oder einem Brutbaum kann es auch zu mehrjährigen Paarbildungen kommen.

Fortpflanzung: Die Herbstbalz findet im September und Oktober statt und dient der Revierbildung (MEBS & SCHERZINGER 2000). Im Frühjahr zwischen Ende Februar und Anfang April kommt es dann zur eigentlichen sexuell motivierten Balz. Als Brutplätze dienen Buntspecht-*Dendrocopos major*, Dreizehen- *Picoides tridactylus* und Grünspecht(*Picus viridis*)höhlen. Das Flugloch weist einen Durchmesser von 45 mm auf und liegt meist 2-6 (durchschnittlich 2,8) Meter hoch (MEBS & SCHERZINGER 2000). Es werden hauptsächlich Höhlen in Fichten und seltener in Tannen *Abies alba*, Kiefer *Pinus sp.* oder Lärche *Larix decidua* angenommen. Bruten sind auch in Laubbäumen wie Eiche *Quercus sp.*, Buche *Fagus sylvaticus*, Esche *Fraxinus excelsior*, Eberesche *Sorbus aucuparia* oder Bergahorn *Acer pseudoplatanus* bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Der Legebeginn ist von Anfang April bis Anfang Mai (MEBS & SCHERZINGER 2000). Das Weibchen beginnt im Gegensatz zu den meisten anderen europäischen Arten erst mit Vollendung des Geleges zu brüten. Dadurch schlüpfen die Jungen fast synchron. Die Gelegegröße liegt bei 3-7 Eiern, ausnahmsweise werden 8-9 Eier gelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Das Gelege wird 28-29 Tage bebrütet, die Jungen verlassen im Alter von 30-34 Tagen die Höhle. Die Jungen werden dann von den Elterntieren noch etwa vier Wochen geführt.

Nahrung und Nahrungssuche: Die Beutezusammensetzung kann sich je nach Jahreszeit ändern. So werden im Laufe der Brutzeit verstärkt Vögel gejagt, da Säuger durch die wachsende Krautschicht schlechter erreichbar werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Es kann auch zu einem Wechsel der Nahrungszusammensetzung von Sommer zu Winter kommen. Während im Sommer hauptsächlich Säuger erbeutet werden, dominieren im Winter Kleinvögel (MIKKOLA 1970, KELLOMÄKI 1977, MOECKLER & ANGER 1992, KULLBERG 1995). Einher geht der Wechsel mit einer Änderung der Jagdstrategie (KULLBERG 1995). Im Sommer wird hauptsächlich von Warten in geringer Höhe gejagt. Dabei sitzt die Eule regungslos und wartet auf unter ihr vorbeihuschende Kleinsäuger. Im Winter dagegen muss sich die Eule auf

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

mobilere Kleinvögel umstellen. Dazu werden höheren Warten genutzt, wobei die Beute auch über längere Strecken verfolgt wird.

Der Sperlingskauz jagt meist vom Ansitz aus, führt aber auch Verfolgungs- und Flugjagden durch (MEBS & SCHERZINGER 2000). Er ist nicht auf wenige Beutetiere spezialisiert, sondern nutzt ein breites Spektrum. Bei Vögeln reicht das Spektrum von verschiedenen Meisenarten *Parus sp.* bis zu Buntspecht oder Star *Sturnus vulgaris*. Bei Säugern werden dem großem Angebot entsprechend 10-20 g schwere Tiere häufig geschlagen; bevorzugt werden aber schwerere Kleinsäuger (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

60.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Sperlingskauz besiedelt ältere Nadelwälder und Mischwälder mit aufgelockerter Struktur (MEBS & SCHERZINGER 2000). Die Art ist im Areal der Fichte *Picea abies* vor allem in den montanen und subalpinen Bereichen zu finden. Bevorzugt werden nadelholzdominierte Bestände von reinen Fichtenwäldern bis zu Fichten-Buchen-Tannenwäldern. Nach LANG (1996 in MEBS & SCHERZINGER 2000) können Brutreviere aber auch in reinen Laubwäldern liegen. Im Winter wandern die Vögel in deckungsreichere (Nadel)Bestände ab. Neben montanen und subalpinen Bereichen findet man die Art in Europa auch in tiefer gelegenen Bereichen wie der Lüneburger Heide oder im Urwald von Bialowieza. Für das Vorkommen der Art ist demnach eine ganzjährige Deckung, ganzjährig erreichbare vielfältige Nahrung, ausreichend Baumhöhlen (Brut, Depot, Schutz, Übernachtung) und ein geringer Feind- und Konkurrenzdruck notwendig (MEBS & SCHERZINGER 2000). Weiters bevorzugt der Sperlingskauz für die Jagd Waldrandsituationen. Diese findet er entlang von Lawinenschneisen, Mooren oder unterschiedlichen Waldphasen (STRØM & SONERUND 2001, NADLER 2003).

60.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Daten zu Bruterfolg sind in der Literatur nur spärlich zu finden. Das Monitoring der Greifvögel und Eulen Europas erbrachte in den letzten Jahren einen mittleren Bruterfolg des Sperlingskauzes von 3,6 flüggen Jungen/kontrollierter Brut (STUBBE 1994, 1997, 1998, 2000 & 2001). Knapp darunter liegt die Angabe von SCHERZINGER (1974) mit 3,3 flüggen Jungen/Nest aus dem Bayerischen Wald. SCHROPFER (1997) stellte dagegen im Drava-Becken (NO-Slowenien) mit 2,3 flüggen Jungen/Nest einen deutlich geringeren Bruterfolg fest.

Aufgrund der geringen Größe weist der Sperlingskauz eine Reihe von Feinden wie verschiedene Eulenarten, Sperber *Accipiter nisus* oder Habicht *Accipiter gentilis* auf (MEBS & SCHERZINGER 2000, STRØM & SONERUND 2001). Der Sperlingskauz versucht diesem Feinddruck auszuweichen, indem er deckungsreiche Waldbereiche oder Bestände mit geringen Feinddichten gezielt aufsucht oder besiedelt.

Die Siedlungsdichten des Sperlingskauzes können von Jahr zu Jahr stark schwanken. So kann das Verhältnis zwischen den Jahren bis zu 1:10 betragen (SCHERZINGER & MEBS 2000). So variierten die Dichten im Nationalpark Bayerischer Wald zwischen 0,3 und 4,2 Brutpaaren pro 10 km^2 (Tabelle)! Im Alpenraum werden meist Dichten um einem Brutpaar/10 km^2 erreicht (SCHERZINGER 1970, BEZZEL & LECHNER 1978 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, BERG et al. 1992, KILZER et al. 2002). Die Größe des Aktionsraumes variiert je nach Habitatangebot, Waldtyp, Siedlungsdichte, Geländeform, Höhlen- und Nahrungsangebot (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Die Größe des genutzten Raumes ändert sich auch im Jahresverlauf. So geben MEBS & SCHERZINGER (2000) zur Brutzeit bis zum Ausfliegen der Jungen eine Größe von 0,45-0,54 km^2 an; im weiteren Verlauf des Jahres vergrößert sich das Jagdrevier auf 2-3 (4) km^2. Auch in Schweden und Norwegen wurden unterschiedliche Reviergrößen von 0,4 bis 6,2 km^2 gefunden, die auf die

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

oben erwähnten Gründe zurückgeführt werden können (KULLBERG 1995, STRØM & SONERUND 2001).

Tabelle: Siedlungsdichten des Sperlingskauzes. Es werden nur Untersuchungen von mindestens zweijähriger Dauer aufgeführt.

Untersuchungsgebiet	Untersuchungs-fläche (km²)	Dichte (Brut-paare/10 km²)	Quelle
NP Bayerischer Wald	120	0,3-4,2	MEBS & SCHERZINGER (2000)
Niedersachsen	-	0,4-0,7	ZANG (2002)
Werdenfelser Land (Bayerische Alpen)	864	1,2-1,7	BEZZEL & LECHNER (1978) in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994)
Totes Gebirge (Stmk.)	60	1,3	SCHERZINGER (1970)
Allentsteig (Nö.)	158	0,9-1,1	BERG et al. (1992)
Böhmische Masse (Nö./Oö)	7063	0,78	NADLER (2003)
Klostertal (Vbg.)	15	0,11	KILZER et al. (2002)
Oulu (Finnland)	100	0,4	MIKKOLA 1970
Norwegen	650	0,15-0,23	HALDAS (1971) in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994)

Wanderungen: Die nordeuropäischen Bestände führen aufgrund von Nahrungsarmut Invasionen nach Süden durch (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In Mitteleuropa gilt der Sperlingskauz als Stand- und Strichvogel. Über die kleinräumige Wanderungen des Sperlingskauzes ist noch wenig bekannt. Entgegen früherer Angaben, die den Sperlingskauz in Mitteleuropa als Standvogel einstuften, dürfte es ausgeprägte Wanderbewegungen geben. So stellte WIESNER (1992) fest, dass sich Weibchen im Mittel 16,8 km (maximal 82 km) und Männchen im Mittel 11,6 km (maximal 46 km) vom Geburtsort entfernt ansiedelten. Adulte Männchen erwiesen sich als besonders reviertreu, wohingegen Weibchen das Gebiet sehr wohl wechselten. Massenauftreten von Sperlingskäuzen im Winter sind wohl auf Invasionen aus dem Norden (Skandinavien, Russland) zurückzuführen (vgl. NADLER 1996).

60.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Sperlingskauz ist ein sibirisches Faunenelement. Die Art ist hauptsächlich in den borealen Nadelwäldern von Nordeuropa über Eurasien bis nach Ostsibirien und Sachalin verbreitet (MEBS & SCHERZINGER 2000).

Europa: Neben Skandinavien ist die Art vor allem im Alpenraum, im Französischen und Schweizer Jura, in den Vogesen, im Schwarzwald, in den Karpaten wie auch den Gebirgen in Südosteuropa zu verbreitet (MEBS & SCHERZINGER 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 23.400-34.900 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

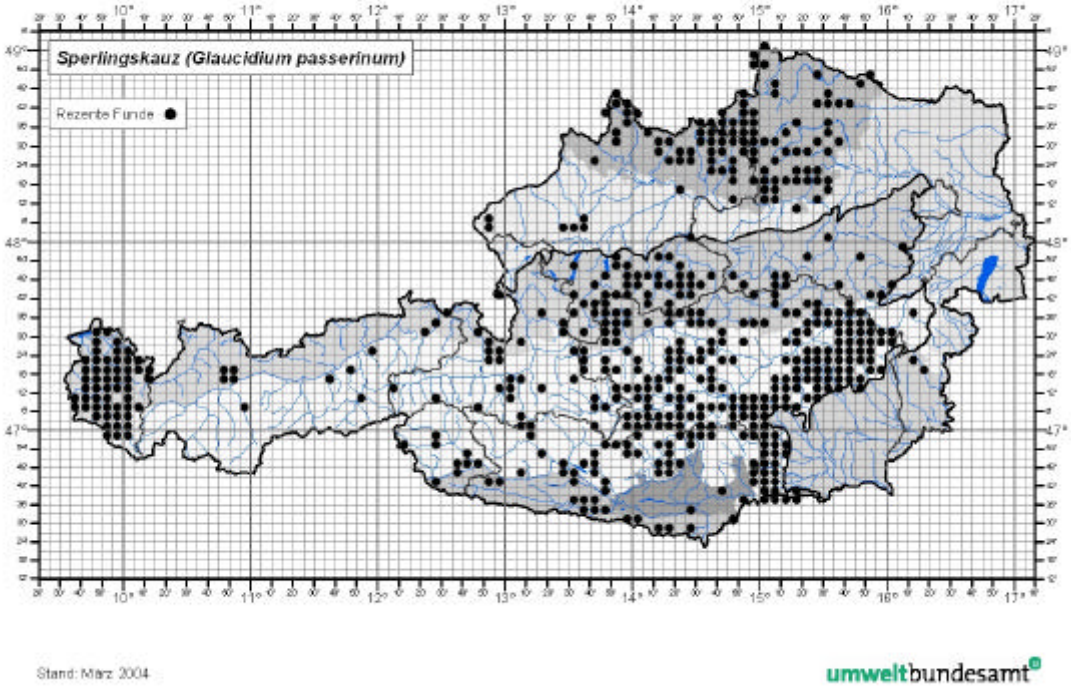
Tabelle: Brutbestand des Sperlingskauzes in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	2.000-3.500	1998-2002
Finnland	8.000-13.000	1990-1995
Frankreich	100-500	1996
Deutschland	1.000-1.300	1990-1994
Italien	300-600	1988-1997
Schweden	12.000-16.000	1990

Österreich/Verbreitung: Der Sperlingskauz besiedelt in Österreich subalpine und montane Nadelwälder, wobei er in der Montanstufe auch in Mischwäldern aus Fichte *Picies abies*, Tanne *Abies alba* und Buche *Fagus sylvaticus* zu finden ist. Das Vorkommen in Österreich ist in zwei Areale aufgetrennt. Das eine erstreckt sich über den ganzen Alpenraum, das zweite ist auf den Hochflächen der Böhmischen Masse zu finden. Im Alpenraum findet sich der Sperlingskauz von 740-1.800 m Seehöhe. Die Vorkommen in der Böhmischen Masse liegen tiefer. So sind Reviere schon in 300 m Seehöhe zu finden (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich:* Der Sperlingskauz besiedelt die montanen und subalpinen Bereiche des niederösterreichischen Alpenraumes. Ein (regelmäßig besetztes) Vorkommen im Wienerwald kann nicht ausgeschlossen werden, wiewohl noch kein Brutnachweis existiert (ABÖ). Die bedeutendsten außeralpinen Vorkommen Österreichs finden sich auf der Böhmischen Masse und reichen im Süden bis in die Wachau und im Osten bis ins Thayatal bei Hardegg (NADLER 2003). In diesem Gebiet sind auch die niedrigsten Vorkommen des Sperlingskauzes auf 300-350 m zu finden. *Burgenland*: Die östlichsten Ausläufer der Alpen sind möglicherweise besiedelt. Es gibt einige wenige z.T. in der Brutzeit liegende Beobachtungen, aber konkrete Brutnachweise fehlen (ABÖ). *Steiermark*: Die Art ist aufgrund ihrer heimlichen Lebensweise nur schlecht erfasst. Der überwiegende Teil der Nachweise findet sich in Nadelwäldern in den Stufen 800-1.800 m (SACKL & SAMWALD 1997). Geschlossen besiedelt der Sperlingskauz die Fichten-Tannen-Buchenmischwälder des Alpenostrandes. Im zentralen Alpenraum dürfte die Art seltener sein, wobei gerade hier der Erfassungsgrad sehr gering ist. *Kärnten*: Der Sperlingskauz besiedelt ähnlich zu anderen Bundesländer die Mischwaldbereiche von 500 m bis zur Baumgrenze (P. RASS mündl.). *Oberösterreich*: Er besiedelt die höheren Lagen des Mühlviertels, die nördlichen Kalkalpen und den Weilhartforst. Die Höhenverbreitung liegt zwischen 500 m im Weilhartforst und 1.300 m in den Kalkvoralpen (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Die Art ist wie in ganz Österreich nur unzureichend erfasst. Sie dürfte aber ähnlich zu anderen Bundesländern die montanen und subalpinen Nadelwälder flächig besiedeln (u.a. STADLER & WINDING 1987, ECKER 1989, STADLER & MORITZ 2000). *Tirol*: Auch in diesem Bundesland ist die Verteilung und Dichte des Sperlingskauzes nur unzureichend bekannt (LANDMANN & LENTNER 2001). Die Art dürfte aber ähnlich zu Vorarlberg die montanen und subalpinen Nadelwälder flächig besiedeln. *Vorarlberg*: Das Vorkommen des Sperlingskauzes in Vorarlberg konzentriert sich auf die Mischwälder der montanen und subalpinen Stufe zwischen 900 und 1.800 m. Im Klostertal wurden in den sonnseitigen hangwäldern auf einer Fläche von 15,03 km² 16 reviere kartiert, dies entspricht einer Siedlungsdichte von 1,1 Revieren/km² (KILZER 1996).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



60.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: LC (least concern/nicht gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Großräumige Rückgänge sind nicht zu verzeichnen, womit der Bestand als stabil angesehen werden kann. Es gibt aber Hinweise auf lokale leichte Rückgänge (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsfaktoren für den Sperlingskauz liegen in einer für die Art negativen Entwicklung des forstlichen Managements in den Bergwäldern wie z. B. Intensivierung der Nutzung oder Schutzwaldreduktion (MEBS & SCHERZINGER 2000). Weiters kommt es durch die Erschließung ungestörter Waldbereiche mit Forststraßen zu einer Erhöhung der menschlichen Störung und des forstlichen Nutzungsdrucks (LANDMANN & LENTNER 2001, KILZER et al. 2002).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Erhaltung gut strukturierter Bergwälder kommt eine zentrale Bedeutung zu (FRÜHAUF 2005). So sollten Schutzwälder einen verstärkten Schutz genießen und die weitere Erschließung und Umstrukturierung der Bergwälder reduziert bzw. gestoppt werden (LANDMANN & LENTNER 2001, KILZER et al. 2002). Weiters profitiert der Sperlingskauz von der Erhaltung von Altbaumbeständen mit einem hohem Totholzanteil. So führt RAAB (1998) die nachhaltige Sicherung alter, höhlenreicher Baumbestände am Rand von Waldviertler Mooren als eine wichtige Schutzmaßnahme für den Sperlingskauz an. Auch der Erhaltung natürlicher Offenlandflächen, feuchter Wiesen und Mooren in Waldkomplexen, die als potentielle Jagdflächen dienen, kommt hohe Bedeutung zu (vgl. RAAB 1998). Die genannten Maßnahmen – z.B. die Förderung von Altholz-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

inseln –, sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. Unnötige Störungen auch durch Anlocken sollten vermieden werden (KILZER et al. 2002, MEBS & SCHERZINGER 2000). Ein Bestandsmonitoring dieser Art ist von großer Bedeutung, da in Österreich Daten über Verteilung, Dichte und Bestand weitgehend fehlen.

60.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Sperlingskauzes stark verantwortlich, da mindestens zwei Prozent des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

60.1.9 Kartierung

Der Sperlingskauzbestand eines Gebiets kann durch das Verhören der rufenden Männchen grob erhoben werden. Besonders bei geringer Revierdichte kann der Einsatz von Klangattrappen hilfreich sein. Hilfreich ist, dass in Gebieten mit Sperlingskauzvorkommen Kleinvögel mit Warnverhalten auf das Abspielen von Klangattrappen reagieren. Das Anlocken der Käuze sollte nicht zu intensiv durchgeführt werden, um Störungen zu minimieren. Die Erhebungen können sowohl im Frühjahr wie auch im Herbst stattfinden, die Balz ist im Herbst aber weniger intensiv als im Frühjahr. Prinzipiell ist im Frühjahr darauf zu achten, dass unverpaarte Männchen ausdauernder singen als verpaarte (MEBS & SCHERZINGER 2000). Die genauesten Aussagen zum Brutbestand erhält man durch die Kartierung der Bruthöhlen.

60.1.10 Wissenslücken

Der Sperlingskauz zählt zu den am wenigsten bearbeiteten Arten in Österreich. Angaben zu Bestand, Bestandstrends und Dichte sind nur in Ausnahmefällen vorhanden. Ein Monitoring ist notwendig, um die Situation dieser Art in Österreich ausreichend beantworten zu können. Aussagen zu Populationsökologie und -dynamik können nur aufgrund von Literaturangaben getätigt werden, wobei diese z.T. nur in bedingten Maße auf Österreich zutreffen. Dementsprechend sind Studien über u.a. Dispersion, Bruterfolg oder Beuteangebot notwendig.

60.1.11 Literatur

BERG, H.-M.; LAURMANN, H. & SACKL, P. (1992): Ornithologische Kartierung. In: Biotoperhebung Allentsteig. Bundesministerium f. Landesverteidigung, Sektion III/Abt. Umweltschutz: 155-205.

ECKER, M. (1989): Die Avifauna des Naturwaldreservates Mitterkaser. Salzburger Vogelkundl. Ber. 1: 2-5.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

KELLOMÄKI, E. (1997): Food of the Pygmy owl *Glaudicium passerinum* in the breeding season. Ornis Fennica 54: 1-29.

KILZER, R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der sonnseitigen Bergwälder im Klostertal. Vorarlb. Naturschau 1: 233-264.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KULLBERG, C. (1995): Strategy of the Pygmy Owl while hunting avian and mammalian prey. Ornis Fennica 72: 72-78.

MEBS, T. & SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas. Kosmos Verlag. Stuttgart. 396 pp.

MIKKOLA, H. (1970): On the activity and food of the pygmy owl *Glaudicium passerinum* during the breeding. Ornis Fennica. 47: 10-14.

MOECKER, R. & ANGER, J. (1992): Zur Ernährung des Sperlingskauzes *Glaudicium passerinum* (L.), im Westerzgebirge. Beitr. Vogelkd. 38: 1-17.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

NADLER, K. (1996): Massenüberwinterung des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*) im mittleren Mühlviertel/Oberösterreich. Egretta 39: 55-70.

NADLER, K. (2003): Der Sperlingskauz im außeralpinen Österreich – Verbreitung, Bestand, Habitate und Gefährdung. Vortrag: Ökologie und Schutz europäischer Eulen. Internationales Symposium Dornbirn.

RAAB, R. (1998): Die Libellen- und Vogelfauna im Waldviertel. In: FORSCHUNGSINSTITUT WWF ÖSTERREICH: Natura 2000 im Waldviertel. Forschungsbericht zum LIFE-Projekt „Feuchtgebietsmanagement Oberes Waldviertel", Wien: 9-46.

SCHERZINGER, W. (1970): Zum Aktionsraum des Sperlingskauzes (*Glaudicium passerinum*, L.). Zoologica 41. 120 pp.

SCHERZINGER, W. (1974): Zur Ökologie des Sperlingskauzes *Glaudicium passerinum* im Nationalpark Bayerischer Wald. Anz. Orn. Ges. Bayern 13: 121-156.

SCHRÖPFER, L. (1997): On the nesting biology of Pygmy Owl (*Glaudicium paaerinum*) in western Bohemia. Buteo 9: 93-98.

STADLER, S & MORITZ, U. (2000): Die Brutvogelfauna des Naturwaldreservats "Biederer Alpswald". Eine qualitative und quantitative Bestandsaufnahme im montanen Laubwald. Salzburger Vogelkundl. Ber. 9: 1-10.

STADLER, S. & WINDING, N. (1987): Die Vogelarten des Gasteinertals. Vogelkundl. Ber. und Inf. - Land Salzburg 108: 13-25.

STRØM, H. & SONERUND, G.A. (2001): Home range and habitat selection in the Pygmy Owl *Glaudicium passerinum*. Ornis Fennica 78: 145-158.

STUBBE, M. (1994, Hrsg.): Jahresbericht zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. Martin-Luther-Universität. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 1. Halle/Saale. 88 pp.

STUBBE, M. (1997, Hrsg.): Jahresbericht zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. Martin-Luther- Universität. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 9. Halle/Saale. 144 pp.

STUBBE, M. (1998, Hrsg.): Jahresbericht zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. Martin-Luther-Universität. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 10. Halle/Saale. 108 pp.

STUBBE, M. (2000, Hrsg.): Jahresbericht zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. Martin-Luther-Universität. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 12. Halle/Saale. 126 pp.

STUBBE, M. (2001, Hrsg.): Jahresbericht zum Monitoring von Greifvögeln und Eulen Europas. Martin-Luther-Universität. - Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 13. Halle/Saale. 112 pp.

WIESNER, J. (1992): Dismigration und Verbreitung des Sperlingskauzes (*Glaudicium passerinum* L.) in Thüringen. Naturschutzreport/Jena 4: 62-66.

ZANG, H. (2002): Verbreitung und Bestand des Sperlingskauzes *Glaucidium passerinum* in Niedersachsen, Ergebnisse einer landesweiten Kartierung 2001/2002 – mit einigen grundsätzlichen Bemerkungen zur Populationsdynamik, DDT-Kontamination, Herkunft und Bestandsentwicklung in Deutschland. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 34: 173-192.

60.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Sperlingskauz ist ein weit verbreiteter Brutvogel. Es existieren erprobte Methoden zur Bestandserfassung, die Einstufung des Erhaltungszustandes basiert daher vorwiegend auf Populationsindikatoren. Da die Art große Raumansprüche hat und großflächig nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Die Beutedichte ist ein essentieller Faktor für den Sperlingskauz. Es gibt hierzu aber keine brauchbaren Angaben in der Literatur, weshalb kein Indikator angegeben werden kann.

60.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

60.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte[32]	Siedlungsdichte (Reviere/10 km²) > 1,27	Siedlungsdichte (Reviere/10 km²) 0,44-1,27	Siedlungsdichte (Reviere/10 km²) < 0,44

60.3 Bewertungsanleitung

60.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

60.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Indikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mindestens ein Indikator „C“, der andere nicht höher als „B“

[32] Es wurden für die Dichteangaben aus der Literatur Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Die Flächen müssen mindestens 15 km^2 groß sein. Die Erfassungen sollten über einen mehrjährigen Zeitraum stattfinden, da Schwankungen in der Populationsgröße zwischen zwei Jahren in einer Größenordnung von 1:10 möglich sind (MEBS & SCHERZINGER 2000).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

61 A222 *ASIO FLAMMEUS*

61.1 Schutzobjektsteckbrief

61.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Sumpfohreule

Englisch: Short-eared Owl, Französisch: Hibou des marais, Italienisch: Gufo di palude, Spanisch: Lechuza campestre

61.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Strigiformes – Eulen, Familie Strigidae – Ohreulen und Käuze

Merkmale: Ähnlich Waldohreule. Von dieser im Flug durch weißen Flügelhinterrand, einfarbig schwarze Flügelspitze, Kontrast zwischen gestreifter Brust und weitgehend ungestreiftem Bauch und grob gebändertem Schwanz unterschieden. Im Sitzen wirkt das Gefieder hell gelblichbraun, die Augen sind schwarz umrandet, die Iris ist gelb. Charakteristische schaukelnde Flugweise mit zeitlupenartig langsamen, rudernden Flügelschlägen, steif wirkenden Flügeln und eingeschobenen Gleitstrecken.

61.1.3 Ökologie

Sozialverhalten: Sumpfohreulen sind während der Brutzeit territorial und jagen bei hoher Beutedichte auch innerhalb des Reviers, bei schlechtem Beuteangebot und besonders während der Jungenaufzucht werden bisweilen auch Flächen außerhalb des Reviers aufgesucht. Außerhalb der Brutperiode jagt die Art vorwiegend allein, zur Übernachtung werden aber gemeinsame Schlafplätze aufgesucht, die zumeist von 6-20, manchmal aber auch von bis zu 40 und mehr (als 100) Vögeln frequentiert werden. Bei hoher Beutetierdichte wird im Winter ein Nahrungsrevier verteidigt, ansonsten wird die Umgebung des Schlafplatzes je nach den lokalen Verhältnissen und dem Angebot genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985).

Fortpflanzung: Sumpfohreulen leben in monogamer Saisonehe, es gibt einige Hinweise auf polygame Verpaarungen (z. B. Gelege die von mehr als einem Weibchen stammen könnten). Die Reviergründung beginnt in Jahren mit guter Nahrungsbasis bereits im Februar und März. Die Imponierflüge des Männchens beginnen ab Mitte März und werden die ganze Brutzeit über gezeigt. Die Nester werden am Boden an trockenen Stellen mit mindestens 15-20 cm hoher Vegetation gebaut. Die Eiablage kann in milden Wintern schon im März beginnen, doch fängt die Hauptlegezeit ab Anfang April an und kann sich bis in den Juni hinein ziehen. Die Gelegegröße ist je nach Nahrungsangebot sehr variabel und kann zwischen vier und 14 Eiern liegen; der langjährige Mittelwert liegt in Mitteleuropa bei 6,9. Sumpfohreulen machen im allgemeinen nur eine Jahresbrut, ausnahmsweise sind bei sehr guten Nahrungsverhältnissen auch Zweitbruten festgestellt worden. Bei Nestverlusten kommt es zu Ersatzgelegen. Die Bebrütung der Gelege dauert 24-29 Tage, die Jungen sind mit 30-36 Tagen flugfähig, verlassen jedoch bereits im Alter von 2-3 Wochen das Nest. Sumpfohreulen sind bereits im 2. Lebensjahr geschlechtsreif und brüten dann bereits (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Sumpfohreule erbeutet als Brutvogel offener Landschaften in Europa vor allem Wühlmäuse (Lemminge, *Microtus* sp.). Bei niederen Wühlmaus-Dichten gewinnen andere Arten, wie z. B. Waldmäuse, Wanderratten und Wildkaninchen, an Bedeutung. Vor allem in Winter werden in geringerem Ausmaß auch Vögel bis zur Größe eines

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Teichhuhns erbeutet. Insekten sind in Gewöllen nur unregelmäßig nachzuweisen, am häufigsten sind Käfer (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985). In Norddeutschland lag der Anteil der Feldmaus (*Microtus arvalis*) in Gewöllen der Sumpfohreule in acht Untersuchungsgebieten zwischen 72,9 und 100 %, die übrigen Beutetiere waren vor allem Erdmaus (*Microtus agrestis*) und Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*), nur an der Küste konnte mit einem Individuenanteil von 13,9 % auch ein höherer Prozentsatz an Vögel festgestellt werden (MEINING & KUHN 2002).

Sumpfohreulen jagen hauptsächlich im niedrigem Suchflug oder im Rüttelflug. Sie erinnern dabei sehr an Weihen. Die Vögel fliegen während der Jagd sehr niedrig (selten mehr als 3 m hoch) über dem Boden, die Beute wird optisch oder akustisch aufgespürt. Der Suchflug wird häufig von Gleitstrecken und kurzem Innehalten unterbrochen. Seltener und vorwiegend bei Schlechtwetter betreibt die Sumpfohreule Ansitzjagd von Dünen, Grenzsteinen oder Erdschollen aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

61.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Sumpfohreule besiedelt offene Landschaften, in der Flächen mit höherer, Deckung bietender Vegetation eingestreut sind oder benachbart nebeneinander vorkommen. Typische Brutbiotope sind im Norden Tundren und Moore, weiter südlich brütet die Art in nicht zu hohen Verlandungsgesellschaften, nassen oder feuchten Weiden und Wiesen, in Dünengelände, Brachflächen, vergrasten Schlagflächen und jungen Aufforstungen. In diesen Lebensräumen ist einerseits das Deckungsbedürfnis der Art bezüglich Brut- und Rastplätzen erfüllt, andererseits ist eine ausreichend hohe Nahrungsverfügbarkeit (Kleinsäuger) gegeben. Das es auch Vorkommen in trockenen Steppen, Trockenrasen und Brandflächen gibt zeigt, dass Feuchtigkeit an sich keine Voraussetzung für ein Vorkommen der Sumpfohreule ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

HÖLZINGER et al (1973) beschreiben den Lebensraum im Donaumoos (Baden-Württemberg) folgendermaßen: Weiträumige Großseggenbestände, abgetorfte Moorflächen und Wiesen mit eingestreuten kleinen Feldgehölzen. Auf den Britischen Inseln sind im Hochland junge Koniferenanpflanzungen, die hohe Kleinsäugerdichten aufweisen, ein wichtiger Lebensraum für die Sumpfohreule geworden (SHAW 1995).Im Nordburgenland scheinen große, hochwüchsige Brachen eine für die Sumpfohreule optimale Habitatstruktur aufzuweisen. Neben der Verfügbarkeit geeigneter Bruthabitate spielt die Abundanz der wichtigsten Beutetiere der Art (Wühlmäuse) eine zentrale Rolle für ihr Vorkommen. In Mittel- und Westeuropa, aber auch in anderen Teilen ihres Verbreitungsgebiets, brüten Sumpfohreulen nur in Jahren mit Wühlmausgradationen in einiger Zahl, in Jahren mit normalen oder niederen Kleinsäugerbeständen können auch optimale Habitate unbesetzt bleiben. In solchen Jahren mit superabundanter Nahrung besiedelt die Art in manchen Gebieten auch Agrarflächen in größerer Zahl (siehe z.B. CORNULIER et al. 1998).

Die zur Brutzeit gegebene Bevorzugung von Feuchtgebieten ändert sich im Winter, wenn die Art vorwiegend Freiflächen in der offenen Agrarlandschaft nutzt. Als Schlafplätze benötigt die Sumpfohreule möglichst windgeschützte Stellen, die sie z. B. in Materialentnahmestellen, Buschbeständen, Feldgehölzen, Koniferengehölzen, Obstgärten und Weinbergen findet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

61.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Aufgrund des unregelmäßigen Auftretens der Art und den großen jährlichen Bestandsschwankungen wurden bislang nur wenige längerfristige Studien über die Art durchgeführt. Zum Bruterfolg liegen aus Mitteleuropa nur wenige Angaben vor: Im Donaumoos (Baden-Württemberg) flogen aus 17 Nestern mit insgesamt 121 Eiern) 33 Junge aus, was einem Bruterfolg von knapp zwei Jungvögeln pro Paar entspricht (HÖLZINGER et al. 1973). Ei-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nen ähnlich geringen Wert erreichte ein Vorkommen in Spanien, wo aus 39 Nestern 1,9 Jungvögel/Paar ausflogen (JUBETE et al 1996). Höher lag der Bruterfolg in Finnland, wo KORPIMÄKI (1984) bei 78 Brutpaaren im Durchschnitt 3,1 ausfliegende Jungvögel feststellte. Einen überraschenderweise sehr hohen Erfolg erreichte ein Brutvorkommen in einer französischen Agrarlandschaft: Hier wurden für Bruten in Äckern besondere Schutzvorkehrungen getroffen, der Bruterfolg lag bei 5,7 Jungvögeln/Paar; ohne Schutzmaßnahmen wären mehrere Bruten mit Sicherheit erfolglos geblieben, der Bruterfolg wäre in diesem Fall nur bei 3,9 Jungvögel/Paar gelegen (CORNULIER et al. 1998). Zur Mortalität existieren keine quantitativen Angaben.

Die Reviergrößen sind vom Nahrungsangebot anhängig. In Schottland schwankten die Reviergrößen individuell kenntlicher Vögel zwischen 25 und 242 Hektar, die durchschnittliche Reviergröße lag im Winter bei 42 und im Sommer bei 112 Hektar. Die mittlere Reviergröße in Jahren mit hohem Wühlmausbestand war höher als in solchen mit geringerem Wühlmausbestand (VILLAGE 1987). In einem anderen schottischen Untersuchungsgebiet maßen Reviere bei gutem Wühlmausangebot im Frühjahr nur 16 Hektar, bei schlechtem Angebot später im Jahr aber 137 Hektar (LOCKIE 1955). Die mittleren Reviergrößen für drei Untersuchungsgebiete in Finnland werden mit 25, 50 und 200 Hektar angegeben (CRAMP & SIMMONS 1985). Im Donaumoos (Baden-Württemberg) hatten sieben Reviere während einer Gradation der Feldmaus eine Ausdehnung von 9-22 Hektar (HÖLZINGER et al. 1973). Zur Zeit der Jungenaufzucht ist das Jagdgebiet auch bei gutem Nahrungsangebot wesentlich größer und viele Vögel jagen regelmäßig 1-2 km oder weiter vom Nest entfernt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

Wanderungen: Nordische Brutvögel ziehen in weiter südlich gelegene Überwinterungsplätze, diejenigen von weiter südlicher gelegenen Gebieten verstreichen nur über kurze Distanzen oder verbleiben im Brutgebiet. Generell ist die Sumpfohreule zu allen Jahreszeiten eine sehr nomadisch lebende Art, die kurzfristig auf sich ändernde Nahrungsbedingungen reagiert. Auch das Ausmaß des Zuges variiert von Jahr zu Jahr. In Wintern mit niederen Wühlmausdichten ziehen wahrscheinlich mehr Vögel in südlicher gelegene Bereiche und verbringen dort den Winter. Sofern in diesen Gebieten im darauffolgenden Frühjahr gute Wühlmaus-Dichten vorhanden sind, bleiben die Vögel auch zur Brutzeit in diesen Gebieten, kehren aber in den darauffolgenden Jahren wieder in die nördlichen Brutgebiete zurück. Daraus erklären sich auch die extremen jährlichen Bestandsschwankungen in Mitteleuropa. Ringfunde belegen zusätzlich die starke Vagilität der Art mit mehreren Belegen für Umsiedlungen von Brutvögeln über Hunderte Kilometer. Zusammen mit der Zwergohreule ist die Sumpfohreule die einzige europäische Eulenart, die im Winter die Sahara überqueren kann und in Afrika überwintert, wenngleich auch nur in geringer Zahl. Die Brutplätze werden im Juli und August verlassen, Jungvögel streichen zunächst ungerichtet herum. Der eigentliche Zug, der mitteleuropäische Vögel mehrheitlich in eine südwestliche Richtung führt, beginnt im September und erreicht im Oktober und November seinen Höhepunkt. Die winterlichen Ansammlungen beginnen sich im Februar aufzulösen; und wenn sich nicht ein Teil der Vögel zur Brut ansiedelt, verschwinden die letzten im Laufe des März, seltener erst im April. Nichtbrütende Nachzügler sind in Mitteleuropa vereinzelt noch im Mai oder Juni zu beobachten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985).

61.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Sumpfohreule besiedelt ein ausgedehntes Areal in der borealen Zone der Holarktis, in weiter südlich gelegenen Gebieten ist sie nur sehr lokal verbreitet und tritt vielerorts nur unregelmäßig auf. Die Südgrenze des paläarktischen Brutgebiets liegt in Europa in Nordspanien, Südfrankreich, den Nordalpen und der nördlichen Balkanhalbinsel und folgt weiter östlich der Südgrenze der Steppen- und Halbwüstenzone.

Europa: Sumpfohreulen brüten in Europa (inklusive der Türkei) in 28 Staaten, acht davon weisen allerdings nur unregelmäßige Vorkommen auf. Der europäische Brutbestand wurde Mitte

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der 1990er Jahre (ohne Russland) auf 7.000-30.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen (außer Russland) das Vereinigte Königreich mit 1.000-3.500 sowie die Skandinavischen Staaten mit zusammen 5.000-24.500 Paaren; alle übrigen Ländern beherbergen nur kleine Vorkommen (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 5.100-13.700 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände der Sumpfohreule in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

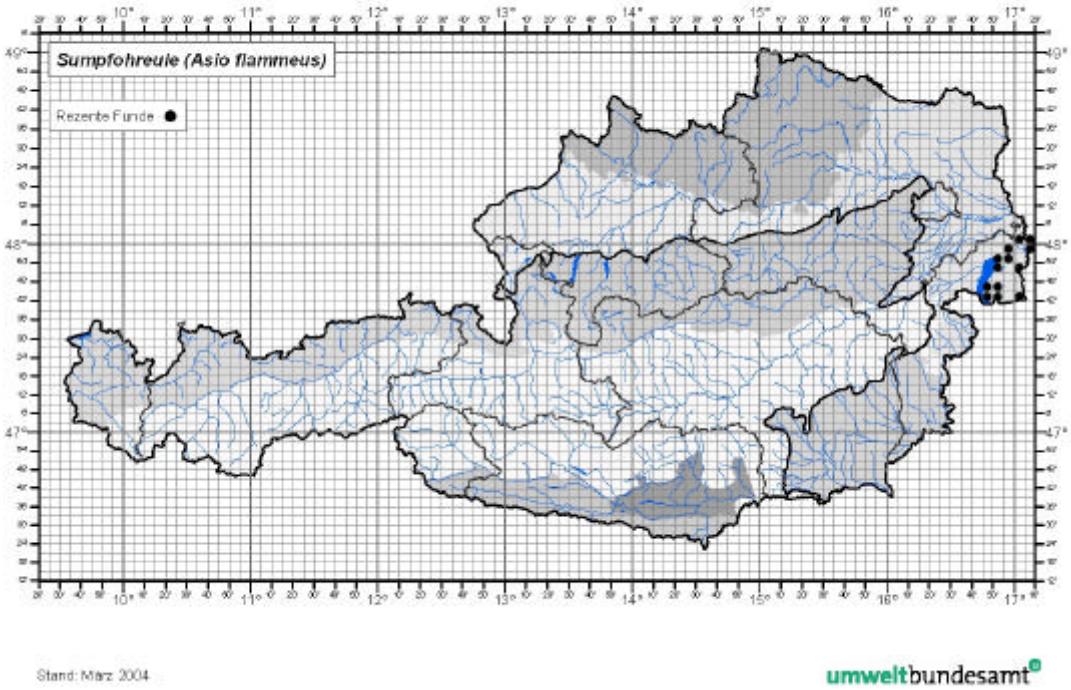
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	2-15	1998-2002
Belgien	1-6	1981-1990
Dänemark	0-5	1993-1996
Deutschland	67-145	1996
Finnland	2.000-10.000	1990-1995
Frankreich	10-50	1996
Niederlande	60-140	1979
Spanien	0-6	
Schweden	2.000-4.500	1990
Vereinigtes Königreich	1.000-3.500	1988-1991

Österreich/Verbreitung: Das einzige einigermaßen regelmäßig besetzte Brutgebiet Österreichs liegt im Norden des Burgenlandes.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Die Sumpfohreule brütet im Hanság, örtlich im Seewinkel, auf den Zitzmannsdorfer Wiese, sporadisch in der Leithaniederung sowie in größeren Brachflächen auf der Parndorfer Platte und im Heideboden. Der Gesamtbestand in diesem Raum schwankt jährlich in weiten Grenzen. Während die Art allerdings bis Mitte der 1990er Jahre nicht alljährlich brütete, kommt es seit Ende der 1990er alljährlich zu Bruten, vor allem im Hanság, wo in den Jahren 1998-2002 durchgehend 2-5 Reviere besetzt waren. Einigermaßen vollständige Erfassungen liegen aus den Jahren 2000 mit mindestens 13 Revieren und 2002 mit 7-9 Revieren, davon 4-5 im Hanság, vor (ABÖ).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Niederösterreich*: In der Feuchten Ebene bei Grammatneusiedl und Moosbrunn, im südöstlichen Marchfeld bei Lasse und an der unteren March bei Marchegg brütete die Art zumindest bis in die 1960er Jahre (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980), wann diese Vorkommen genau erloschen sind, ist nicht dokumentiert. *Salzburg*: 1960 wurden junge Sumpfohreulen im Ibmer Moor gefunden (MERWALD 1964). *Vorarlberg*: Ehemals Brutvogel im Rheindelta bis mindestens 1950, 1965 wurden zuletzt balzende Paare festgestellt (KILZER et al. 2002).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



5. Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/vulnerable, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Obwohl keinerlei Bestandsangaben aus den Jahren vor 1970 vorliegen, muss schon aufgrund des großräumigen Verlustes geeigneter Lebensräume von starken Rückgängen im Vergleich mit der Situation zu Beginn des 20. Jahrhunderts ausgegangen werden. Seit den 1970er Jahren scheint der österreichische Bestand in großen und ganzen gleich geblieben zu sein. In den letzten 5-10 Jahren zeichnet sich sogar, neben einer größeren Regelmäßigkeit des Vorkommens, eine leichte Zunahme ab. Diese ist wahrscheinlich auf die seit Beginn der 1990er Jahre vorhandenen und an Fläche derzeit zunehmenden Flächenstilllegungen zurückzuführen, da diese Bereiche für die Sumpfohreule ganz offensichtlich sehr gute Brutplätze darstellen.

Gefährdungsursachen: Während Lebensraumverlust in früheren Jahrzehnten sicherlich als die hauptsächliche Gefährdungsursache zu gelten hat, nimmt die Fläche besiedelbarer Biotope derzeit im österreichischen Verbreitungsgebiet zu (siehe oben). Die zukünftige Verfügbarkeit dieser Flächen hängt allerdings von politischen Entscheidungen ab, die sich nach wie vor überwiegend auf ökonomische Grundlagen stützen. Von einer langfristigen Sicherung kann also keine Rede sein. Weitere Gefährdungsursachen bestehen aufgrund von möglichen Brutverlusten bei Vorkommen in landwirtschaftlich genutzten Flächen, sowie durch menschliche Störungen, die vereinzelt vorkommen. Nicht zu unterschätzen ist der Jagddruck im Überwinterungsgebiet, wie eine Untersuchung von Mortalitätsfaktoren bei der Art in Spanien zeigt: Nicht weniger als 70,2 % aller Todesursachen gingen auf Abschüsse zurück, demgegenüber wurden nur

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

für 12,6 % aller Vögel natürliche Todesursachen (Verhungern) festgestellt (FAJARDO et al. 1994).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die von der Sumpfohreule im Seewinkel und im Hanság besetzten Brutgebiete unterliegen zum größten Teil dem Flächenschutz des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, teils handelt es sich hier und auf der Parndorfer Platte und im Heideboden um längerfristig angepachtete Schutzflächen und Brachen. Die langfristige Erhaltung und eine für den Schutz der Sumpfohreule geeignete Bewirtschaftung (ein gewisser Anteil an hochwüchsigen Brachen, späte Mahd) der Flächen muss langfristig gesichert werden. Geeignete Maßnahmen sind die agrarpolitischen Förderinstrumente der EU wie die obligatorischen Flächenstilllegungen und das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL.

61.1.7 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Sumpfohreule weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

61.1.8 Kartierung

Durch die Bevorzugung von offenen Landschaften sind Sumpfohreulen-Reviere vor allem zu Beginn der Brutzeit relativ leicht zu erfassen. Besonders auffällig sind die Imponierflüge der Männchen, allerdings können diese früh im Jahr auch noch von Durchzüglern gezeigt werden. In jedem Fall sollten vermutete Reviere durch mehrere Kontrollen bestätigt werden. Eine gute Möglichkeit, Bruten nachzuweisen, aber auch den Bruterfolg zu kontrollieren, besteht spät in der Brutzeit, wenn die bereits das Nest verlassenden Jungvögel bei den Fütterungen relativ leicht zu erfassen sind.

61.1.9 Wissenslücken

Dem Bestand der Sumpfohreule wurde zwar in den letzten beiden Jahrzehnten in vielen Bereichen des österreichischen Areals große Aufmerksamkeit geschenkt, dennoch bestehen in den meisten Jahren Lücken in der Erfassung, die durch gezielte Kontrollen zukünftig zu schließen wären.

61.1.10 Literatur

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1985) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 4 Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford. 970 pp.

DECORNULIER, T.; BERNARD, R.; PINAUD, D.; ARROYO, B. & BRETAGNOLLE, V: (1998): Nidification du Hibou des Marais *Asio flammeus* en plaine céréaliere intensive. Alauda 66: 229-234.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FAJARDO, I.; PIVIDAL, V. & CEBALLOS, W. (1994): Causes of mortality of the Short-eared Owl (*Asio flammeus*) in Spain. Ardeola 41: 129-134.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1980) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 9. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 1148 pp.

HÖLZINGER, J.; MICKLEY, M. & SCHILHANSL, K. (1973): Untersuchungen zur Brut- und Ernährungsbiologie der Sumpfohreule (*Asio flammeus*) in einem süddeutschen Brutgebiet mit Bemerkungen zum Auftreten der Art in Mitteleuropa. Anz. Orn. Ges. Bayern 12: 176-197.

JUBETE, F.; ONRUBIA, A. & ROMAN, J. (1996): La lechuza campestre en España: de invernante a reproductor. Quercus 1996: 19-22.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KORPIMÄKI, E. (1984): Population dynamics of birds of prey in relation to fluctuations in small mammal populations in western Finland. Ann. Zool. Fennici 21: 287-293.

LOCKIE, J.D. (1955): The breeding habits and food of Short-eared Owls after a vole plague. Bird Study 2: 53-69.

MEINIG, H. & KUHN, M. (2002): Zur Nahrungsökologie der Sumpfohreule *Asio flammeus* am Winterschlafplatz. Vogelwelt 123: 149-153.

MERWALD, F. (1964). Die Vogelwelt des Ibmer Mooses. Jb. Oö. Mus.-Ver. 109: 433-453.

SHAW, G. (1995): Habitat selection by Short-eared Owls *Asio flammeus* in young coniferous forests. Bird Study 42: 158-164.

VILLAGE, A. (1987): Numbers, territory-size and turnover of Short-eared Owls *Asio flammeus* in relation to vole abundance. Ornis Scandinavica 18: 198-204.

61.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Sumpfohreule brütet in zwei SPAs regelmäßig, Gebiets- und Vorkommensebene sind daher identisch.

61.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

61.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Habitatverfügbarkeit	Der Brachenanteil im Vorkommensgebiet steigt in fünf Jahren um mindestens 20 %	Der Brachenanteil im Vorkommensgebiet bleibt in fünf Jahren gleich (±20 %)	Der Brachenanteil im Vorkommensgebiet fällt in fünf Jahren um mindestens 20 %
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil oder fluktuiert (Zu- oder Abnahme von weniger als 50 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % ab
Konstanz des Auftretens	Es sind alljährlich mindestens drei Reviere besetzt	Es sind fast alljährlich Reviere besetzt, mehr als drei Reviere werden aber nur ausnahmsweise erreicht	Es sind nicht alljährlich (in weniger als 75 % der Jahre) Reviere besetzt, die Maximalzahl übersteigt nicht drei Reviere

61.3 Bewertungsanleitung

61.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

61.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: beide Populationsindikatoren „A“, Habitatindikator nicht „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Beide Populationsindikatoren „C“, ein Populationsindikator „C“, keiner der beiden anderen Indikatoren „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

62 A223 *AEGOLIUS FUNEREUS*

62.1 Schutzobjektsteckbrief

62.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Raufußkauz

Englisch: Tengmalm's Owl, Französisch: Chouette de Tengmalm, Italienisch: Civetta capogrosso, Spanisch: Lechuza de Tengmalm

62.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Strigiformes – Eulen, Familie Strigidae – Ohreulen und Käuze

Merkmale: Mittelgroße Eule mit großem Kopf und flachem Scheitel. Oberseits braun mit weißlichen Flecken. Unterseits weiß und braune Fleckung. Augen gelb.

62.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Raufußkäuze gehen eine monogame Saison- oder oft nur Brutehe ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Bigynie und Biandrie ist bekannt und kommt wahrscheinlich bei überdurchschnittlich gutem Nahrungsangebot vor (HAASE & SCHELPER 1972, KONDRATZKI & ALTMÜLLER 1976, ZANG & RISTIG 1992). Nach O. SCHWERDTFEGER (zit. in MEBS & SCHERZINGER 2000) kann der Anteil an Bigyniefällen im Harz (Niedersachsen) in guten Jahren bis zu 10 % betragen.

Tabelle: Zusammenstellung brutbiologischer Daten aus verschiedenen Gebieten Europas.

Untersuchungsgebiet	Anzahl Bruten	misslungene Bruten	Eier/ Gelege	flügge Juv./erfolgr. Brut	flügge Juv./begonn. Brut	flügge Juv./Eier in %
Nördl. Landkreis Hof (Bayern)[33] 1985-1996	81	30%	4,7 (n=81)	3,2 (n=57)	2,2 (n=81)	48 (n=81)
Höhenkirchner Forst (Bayern)[1] 1991-1996	34	18%	5,2 (n=21)	3,8 (n=28)	3,1 (n=34)	62 (n=21=
Westharz (Niedersachsen)[34] 1977-1983	85	25%	4,7 (n=85)	3,1 (n=64)	2,3 (n=85)	49 (n=85)
Westerzgebirge (Sachsen)[35] 1973-1982	93	33%	4,5 (n=40)	3,1 (n=62)	2,0 (n=93)	-
Ostthüringen (Thüringen)[4] 1974-1986	102	21%	4,9 (n=77)	3,4 (n=75)	2,5 (n=102)	-
Monitoring Deutschland[36]	2093	29%	-	3,6	2,6	-

[33] MEYER et al. (1998)

[34] SCHWERDTFEGER (1984)

[35] ERNST & THOSS (1985)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

1963-1995				(n=1479)	(n=2093)	
Südl. Ostrobothnia (Finnland)[37] 1977-1986	104	30 %	5,8 (n=104)	-	2,9 (n=104)	-

Fortpflanzung: Der Raufußkauz brütet fast ausschließlich in Schwarzspechthöhlen (KÜHLKE 1985, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, MEBS & SCHERZINGER 2000). Da der Schwarzspecht in Mitteleuropa die Rotbuche als Höhlenbaum bevorzugt, findet sich die überwiegende Anzahl der vom Raufußkauz genützten Bruthöhlen in dieser Baumart (LOCKER & FLÜGGE 1998, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Nistkästen werden regional in unterschiedlichem Maße angenommen, wobei sogar eine Prägung auf Nistkästen stattfinden kann (MEBS & SCHERZINGER 2000). Der Niststand liegt meist im Waldesinneren, wobei Bruten an Waldrändern oder sogar in freistehenden Bäumen oder an Scheunen vorkommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Der Legebeginn ist vom Nahrungsangebot und der Witterung abhängig und reicht von Mitte März bis Anfang Mai, wobei der Höhepunkt Anfang April ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Die Eier werden etwa 26-28 Tage bebrütet, nach weiteren 29-38 (meist 30-32) Tagen fliegen die Jungvögel aus. Die Führungszeit kann nach HAASE & SCHELPER (1972) 5-6 Wochen betragen. Nach W. SCHERZINGER (zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994) werden die Jungen nach dem Ausfliegen zumindest drei Wochen lang geführt. Die Gelegegröße kann von Jahr zu Jahr stark schwanken und liegt bei 3-6 Eiern (SCHERZINGER & MEBS 2000). In guten Mäusejahren sind bis zu acht Eier möglich. In nahrungsreichen Jahren können Ersatzbruten stattfinden, wobei häufig ein Partner- und Höhlenwechsel stattfindet.

Nahrung und Nahrungssuche: MEBS & SCHERZINGER (2000) fassten verschiedene Nahrungsanalysen zusammen, die an insgesamt 21.000 Beutetieren durchgeführt wurden und zu annähernd gleichen Teilen in Nord- und Mitteleuropa stattfanden. Zur Brutzeit besteht die Nahrung fast ausschließlich aus Kleinsäugern (94 %), wobei Wühlmäuse *Microtinae* (Erd- *Microtus agrestis* und Rötelmäuse *Clethrionomys glareolus*) mit 55 % dominierten. Danach folgten mit 20 % Spitzmäuse *Soricidae* (vor allem Waldspitzmaus *Sorex minutus*). Echte Mäuse *Murinae* (Wald- *Apodemus sylvaticus* und Gelbhalsmaus *A. flavicollis*) erreichten noch einen Anteil von 16 %. Außer Kleinsäugern wurden sonst fast ausschließlich Kleinvögel bis Drosselgröße gefangen. Die Artenzusammensetzung kann regional je nach Angebot und Erreichbarkeit stark variieren. So setzte sich im Westharz (Niedersachsen) die Nahrung von 11 Bruten aus 86 % Kleinvögeln und nur 14 % Kleinsäugern zusammen (PLUCINSKI 1981). Im Winter gewinnen Vögel aufgrund der schlechten Erreichbarkeit von Kleinsäugern an Bedeutung. Die Vielfältigkeit der Beute nimmt von Nord- nach Mitteleuropa zu (KORPIMÄKI 1986). So erbeuten Populationen in Nordeuropa vor allem Wühlmäuse, während in Mitteleuropa *Apodemus*-Arten eine wichtige Zusatznahrung darstellen.

Der Raufußkauz ist ein ausgesprochener Wartenjäger mit optischer und akustischer Beutelokalisation (MEBS & SCHERZINGER 2003). Als Warte dienen ihm Äste und Wurzeln, die sich von wenigen Dezimetern bis zu acht Meter über dem Boden befinden können. Die Warte wird schnell gewechselt, wobei je nach Beutedichte neun bis 100 Ansitze pro erfolgreichem Beutefang notwendig sind (NORBERG 1987 zit. in MEBS & SCHERZINGER 2000, NORBERG 1970). Windwurfstellen bieten oft gute Jagdmöglichkeiten und werden gerne angenommen (LOCKER & FLÜGGE 1998, MEBS & SCHERZINGER 2000).

[36] MAMMEN (1997);

[37] KORPIMÄKI (1988)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

62.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Raufußkauz ist ein Bewohner borealer Nadelwälder (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Art ist auf Altholzbestände mit Schwarzspechthöhlen als Brutmöglichkeit angewiesen, benötigt deckungsreiche Tageseinstände in unmittelbarer Nähe zur Bruthöhle und unterholzfreie, offene und kleinsäugerreiche Jagdflächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Der Raufußkauz ist an keine Waldgesellschaft gebunden und kommt von reichstrukturiertem Nadelwäldern (Fichte *Picea abies*, Kiefer *Pinus sp.,* Weißtanne *Abies alba*) mit geringem Laubholzanteil bis zu Buchenwäldern (meist mit einzelnen Nadelholzgruppen als Tageseinstand) vor. Die Höhenlage spielt für die Besiedlung eine untergeordnete Rolle. Entscheidend ist das Vorhandensein geeigneter Höhlenbäume, meist Rotbuche *Fagus sylvatica* oder Kiefer (KÜHLKE 1985, MEBS & SCHERZINGER 2003).

62.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg kann zwischen den Jahren stark schwanken. Neben dem Angebot und der Qualität von Höhlen ist vor allem das Nahrungsangebot jener Faktor, der maßgeblich die Bestandsgröße, den Bruterfolg, die Reproduktionsrate und den Brutbeginn bestimmt (vgl. SCHWERDTFEGER 1984 & 1988, KORPIMÄKI 1987, MYER et al. 1998, MEBS & SCHERZINGER 2000). Der Bruterfolg kann auch indirekt über Faktoren wie die Produktion von Bucheckern bestimmt werden, da in Jahren mit hoher Produktion an Bucheckern auch die Zahl der Beutetiere wie Waldmaus und Gelbhalsmaus steigt (PATTHEY at al. 2001, RAVUSSIN et al. 2001). Vergleiche von Bruterfolg und Reproduktionsrate zwischen Nistkästen und Schwarzspechthöhlen führten zu z.T. deutlichen Unterschieden. Während ERNST & THOSS (1985) in Westsachsen und MEYER & RUDAT (1987) in Thüringen höheren Bruterfolg und größere Reproduktionsraten in Nistkästen feststellten, wiesen in anderen Gebieten Bruten in Schwarzspechthöhlen gleichen (MEYER et al. 1998) oder höheren Bruterfolg bzw. höhere Reproduktionsraten auf (RITTER et al. 1978). Die Abhängigkeit von den Zyklen bestimmter Mäusearten ist in Nordeuropa deutlich ausgeprägter als in Mitteleuropa. So sind die Populationen in Nordeuropa von den Fluktuationen der Wühlmäuse abhängig. In Mitteleuropa dagegen kann die Art auch auf andere Beutearten ausweichen (KORPIMÄKI 1986).

Als die wichtigsten Feinde werden Baummarder *Martes martes* und Waldkauz *Strix aluco* genannt (VACIK 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Auch der Habicht *Accipiter gentilis* wird als potentieller Feind aufgezählt (FRANZ et al. 1984). Raufußkäuze können auch dem Autoverkehr zum Opfer fallen, wobei die Mortalität durch Verkehr sogar einen Anteil von 10 % erreichen kann (FRANZ et al. 1984). Als weitere Todesursachen werden Anflüge an Drahtseile und Scheiben im Siedlungsraum sowie an Stacheldrahtzaun im Bergwald genannt (KILZER et al. 2002).

Auch die Alterstruktur wird vom Nahrungsangebot bestimmt. So zeigte SCHWERDTFEGER (1984), dass kleinsäugerreiche Jahre einen extrem hohen Anteil an einjährigen Männchen und Weibchen aufwiesen. In nahrungsarmen Jahren dürften sich weit weniger einjährige angesiedelt haben, wodurch der Anteil mehrjähriger Individuen stieg. Auch MEYER et al. (1998) stellten nach Kulminationsjahren eine sukzessive Verschiebung von ein- zu mehrjährigen fest. Der Nichtbrüteranteil kann bei schlechten Nahrungsangebot sehr hoch sein (MEBS & SCHERZINGER 2000).

Die Siedlungsdichte des Raufußkauzes ist abhängig vom Höhlenangebot und der Erreichbarkeit der Nahrung (MEBS & SCHERZINGER 2000). So wurde auf einer 70 km^2 großen Untersuchungsfläche im Kaufunger Wald/Niedersachsen (Deutschland) bei schlechtem Nahrungsangebot 0,5-1 Revier/10 km^2 festgestellt, in Jahren mit besonders hohem Nahrungsangebot dagegen 4,6 Reviere/10 km^2 (SCHELPER 1989). Weitere Dichteangaben finden sich in unter-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

stehender Tabelle. Die Reviere sind oft inselartig geklumpt. So wurden auf einer 80 ha großen Fläche im Schweizer Jura 12 Bruten gefunden (RAVUSSIN et al. 1993) und im Vorderen Oberpfälzer Wald (Nordostbayern) drei Brutpaare auf 10 ha (SCHÄFFER et al. 1991). Weiters wurden im Ebbegebirge (Nordrhein-Westfalen) einer 18 km^2 großen Fläche eine Dichte von 16 Bruten/10 km^2 festgestellt (PFENNIG 1992). Zum Teil sind die Distanzen zwischen Bruthöhlen ausgesprochen gering. So berichtet HAASE (1992) von einer Minimaldistanz von 36 m und in BRADER & AUBRECHT (2003) findet sich eine Angabe von 80 m. Geringe Bruthöhlenabstände von 300 m wurden auch von SCHÄFFER et al. (1991) entdeckt. Hier muss darauf geachtet werden, dass es sich engen Nachbarschaften auch um Bigynie oder Biandrie handeln kann (MEBS & SCHERZINGER 2000). Über die Größe der Aktionsräume ist wenig bekannt, das Männchen grenzt nur einen kleinen Bereich um die Bruthöhle und den Einstand ab (KÄMPFER-LAUENSTEIN 1991). Aktionsräume sind aber mit Sicherheit größer, wie das Beispiel eines Männchens zeigt, dass sich 1,3 Kilometer von der Bruthöhle entfernte (SCHWERDTFEGER 1984).

Tabelle: Siedlungsdichten (Maximalwerte) des Raufußkauzes in verschieden Gebieten Europas.

Untersuchungsgebiet	Untersuchungsfläche (km^2)	Reviere bzw. Bruten/10 km^2	Quelle
Westharz (Niedersachsen)	170	3,9	SCHWERDTFEGER (1993)
Schweizer Jura	150	3,8	RAVUSSIN et al. (1993)
Nationalpark Bayerischer Wald		2,1	W. SCHERZINGER in MEBS & SCHERZINGER (2000)
Hassberge (Unterfranken)		1,7-5,0	W. SCHERZINGER in MEBS & SCHERZINGER (2000)
Kaufunger Wald (Niedersachsen)	70	0,5-4,6	SCHELPER (1989)
Vorderer Oberpfälzer Wald (Nordostbayern)	250	0,9-1,3	SCHÄFFER et al. (1991)
Lüneburger Heide (Niedersachsen)	28	0,82	LOCKER & FLÜGGE (1998)
Klostertal (Vorarlberg)	15	6	KILZER (1996)

Wanderungen: Adulte Raufußkäuze sind überwiegend Stand- und Strichvögel, wobei Weibchen bedeutend höhere Dispersionsneigungen aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Adulte Männchen sind vorwiegend reviertreue Standvögel, die auch bei Nahrungsmangel im Gebiet bleiben (SCHWERDTFEGER 1984, MEBS & SCHERZINGER 2000). Weibchen hingegen sind deutlich mobiler und passen sich dem Nahrungsangebot an. So können sie relativ gut auf Mäusegradationen reagieren (FRANZ et al. 1984, SCHWERDTFEGER 1984, KORPIMÄKI et al. 1987). Die Dispersionsneigung der Weibchen nimmt von Nord- nach Mitteleuropa ab (KORPIMÄKI 1986). Bei Weibchen sind maximale Umsiedlungen bis zu 500 km vom letzten Brutplatz bekannt, wobei sich die Wanderung der Weibchen meist innerhalb der Grenzen einer Population abspielt (SCHWERDTFEGER 1984). Jungvögel weisen eine noch deutlich höhere Dispersionsneigung als Altvögel auf. Die Wandertendenzen von Jungvögeln sind in Nord- wie auch Mitteleuropa etwa gleich stark ausgeprägt. In der Regel siedeln sie sich innerhalb von 10-20 (40) km um den Brutort an (FRANZ et al. 1984, SCHWERDTFEGER 1984, WAGNER & JENTZSCH 2000). Sie können aber Wanderungen quer durch Mitteleuropa durchführen. Maximale Entfernungen liegen zwischen 450 und 700 km (MEBS & SCHERZINGER 2000). SCHWERDTFEGER (1984) geht davon

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

aus, dass zwischen allen mitteleuropäischen Raufußkauzvorkommen ein regelmäßiger Austausch durch Jungvogeldispersion stattfindet.

62.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Raufußkauz ist zirkumpolar holarktisch verbreitet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MEBS & SCHERZINGER 2000). Die Art bewohnt die nördlichen Nadelwaldzonen von Nordeuropa quer durch das nördliche Eurasien bis in die gemäßigten Zonen Nordamerikas. Die südlich davon gelegenen Brutvorkommen werden als eiszeitliche Relikte angesehen.

Europa: In Europa deckt sich das Vorkommen des Raufußkauzes weitgehend mit der Fichte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Es reicht von Skandinavien über die französischen Westalpen bis auf den Balkan. Im Osten liegt die Arealgrenze am Ural. In Mittel- und Südeuropa findet man die Art hauptsächlich in Gebirgsgegenden mit ausgedehnten Waldbeständen (MEBS & SCHERZINGER 2000). Ein isoliertes Vorkommen besteht in den Pyrenäen. Der Bestand wird in Europa auf 49.000-180.000 Brutpaare geschätzt, wobei die größten Vorkommen mit 10.000-100.000 Brutpaaren in Russland zu finden sind (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Ein bedeutender Teil des europäischen Brutbestandes des Raufußkauzes ist in der Europäischen Union zu finden. In den 1990er Jahren belief sich der Bestand auf 31.000-56.000 Brutpaare (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Tabelle: Brutbestand des Raufußkauzes in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	1.100-2.200	1998-2002
Belgien	50-100	1990
Dänemark	1-5	1993-1996
Finnland	7.000-20.000	1990-1995
Frankreich	1.500-2.500	1997
Deutschland	2.500-3.000	1985-1991
Griechenland	10-50	-
Italien	1.000-3.000	1988-1997
Niederlande	0-2	1979
Spanien	150-200	1989
Schweden	18.000-25.000	1990

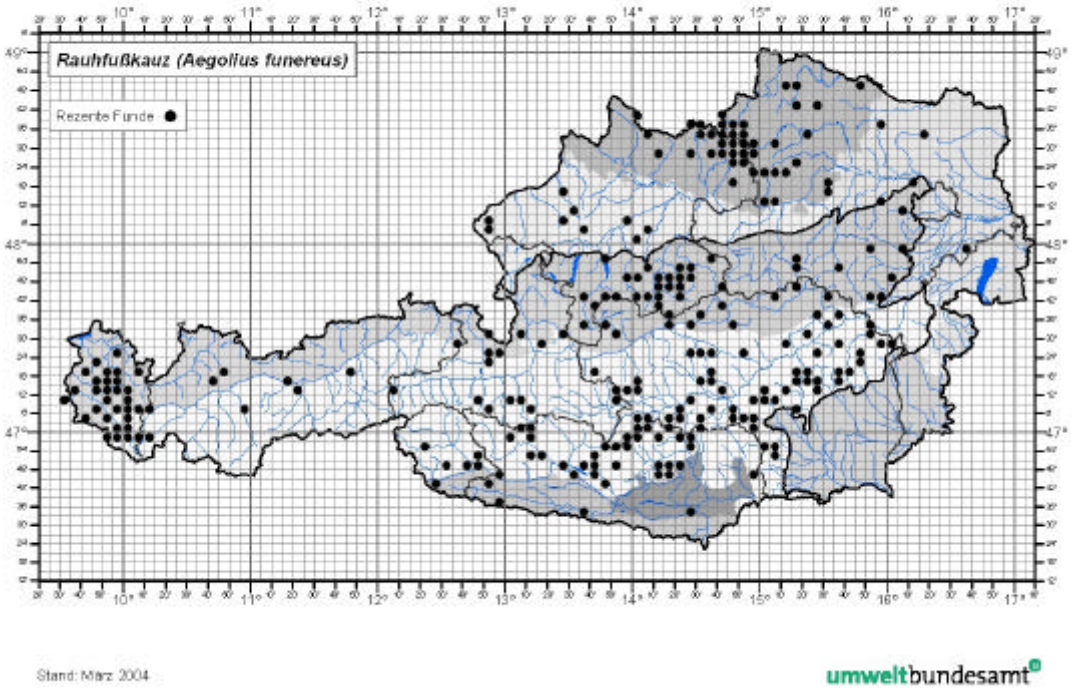
Österreich/Verbreitung: Der Raufußkauz ist in erster Linie in der montanen und subalpinen Stufe zu finden (DVORAK et al. 1993). Hier besiedelt er hauptsächlich ausgedehnte Nadelwälder, wobei in den Nadelforsten (Buchen)Altholzinseln als potentieller Brutplatz vorhanden sein müssen. In tieferen Lagen bewohnt er rauere Klimainseln wie das Waldviertel. Die niedrigsten Vorkommen finden sich auf etwa 300 m am Nordrand des Wienerwaldes (DVORAK et al. 1993), die höchsten dagegen reichen bis auf etwa 2.000 m (KROYMANN 1968, DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich:* 120-230 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Das alpine Brutgebiet reicht bis in den südlichen Wienerwald (BERG 1997). Weiters

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

besiedelt die Art das Waldviertel. Von hier reicht das Vorkommen der Art ostwärts bis ins Kamptal bzw. bis zum Truppenübungsplatz Allentsteig. Angaben zu Bestand und Dichten sind ausgesprochen rar. Im Weinsberger Wald wurden 1993 mehr als 13 Reviere auf 120 km^2 festgestellt (H.-M. BERG & S. ZELZ zit. in ZUNA-KRATKY 1993). *Burgenland*: 0-5 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Steiermark*: 300-550 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Die Art besiedelt die Nadelwälder der montanen und subalpinen Stufe zwischen 900 und 1.800 m Seehöhe (SACKL & SAMWALD 1997). Nachweise sind aus allen Teilen des Berglandes vorhanden, obwohl die Art wie auch sonst in Österreich schlecht erfasst ist. Die höchsten Vorkommen finden sich auf 1.900 m. Bestands- und Dichteangaben fehlen vollkommen. *Kärnten*: 260-420 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Verbreiteter Brutvogel der Nadelwälder der Montan- und Subalpinstufe. *Oberösterreich:* 200-400 Brutpaare (BRADER & AUBRECHT 2003). Der Raufußkauz besiedelt die höheren Lagen des Mühlviertels und der Kalkalpen. Ein tief gelegenes Vorkommen auf etwa 500 m Seehöhe ist im Weilhartforst zu finden. Die höchst gelegenen Nachweise stammen aus 1.400 m. *Salzburg*: 85-240 Brutpaare (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). *Tirol*: 100-250 Brutpaare (LANDMANN & LENTNER 2001). Wie in ganz Österreich ist die Verbreitung und der Bestand dieser Art nur unzureichend bekannt. Die Art ist in der Buchen-Tannenstufe (insbesondere der Nördlichen Kalkalpen) und in der Subalpinstufe (hier wiederum vor allem Zentralalpen) weit verbreitet (PSENNER 1960, LANDMANN & LENTNER 2001). Z.t. dürfte es lokal relativ hohe Dichten geben. Die Nachweise in den nördlichen Kalkalpen reichen vom unteren Lechtal über die Mieminger Kette bis ins Kaisergebirge (u.a. KANTNER & KARNER 1995, SCHUBERT 1994, LANDMANN & LENTNER 2001). In den Zentralalpen gibt es Nachweise aus dem Arlberggebiet und dem Paznaun, dem obersten Inntal, den Stubaieralpen bis in die Tuxeralpen (LENTNER & LANDMANN 2001). Aus Osttirol gibt es weit weniger Nachweise, wobei die Art wohl aber in der montanen und subalpinen Stufen weiter verbreitet vorkommen wird als die aktuellen Meldungen vermuten lassen (MORITZ & BACHLER 2001). Die Nachweise stammen alle aus der südlichen Landeshälfte (Defereggengebirge, Pustertal, Burgertal, Lienzer Umgebung, unterstes Drautal). *Vorarlberg*: 70-120 Brutpaare (KILZER et al. 2002, BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Der Raufußkauz besiedelt in Vorarlberg lückig alle bewaldeten Regionen mit Ausnahme des Rheintals und Nordvorarlbergs (KILZER et al. 2002). Auch in Vorarlberg sind Angaben zu Beständen und Dichten rar. Im Klostertal wurden auf 1.503 ha neun Reviere (0,6 Reviere/ km^2) festgestellt (KILZER 1996).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



62.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: NT (Near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Zur Zeit ist in Österreich bei befriedigender Bestandsgröße kein negativer Bestandtrend ablesbar, obwohl es wohl gebietsweise zu Bestandseinbußen gekommen ist (FRÜHAUF 2005). So wird in Vorarlberg ein Bestandesrückgang vermutet (KILZER et al. 2002). Insgesamt fehlt es aber in den meisten Bundesländern an einer ausreichenden Datengrundlage, um genaue Aussagen treffen zu können (vgl. BERG 1997, LANDMANN & LENTNER 2001).

Gefährdungsursachen: Von der Intensivierung der Forstwirtschaft geht die größte Gefährdung aus (EPPLE 1987, MEBS & SCHERZINGER 2000, LANDMANN & LENTNER 2001). Durch die Verkürzung der Umtriebszeiten kommt es zu einer Verringerung des Altholzbestandes und damit des Höhlenangebots (EPPLE 1987, FRÜHAUF 2005). Im Zuge der Intensivierung kommt es zu einem verstärkten Waldstraßenbau, der wiederum zu Lebensraumverlusten und starken Störungen durch Waldarbeiten und Tourismus führen kann (EPPLE 1987, LANDMANN & LENTNER 2001). Aufgrund des verstärkten Anbaus von Fichtenmonokulturen kommt es bei Verringerung der Buchenanteile zu einem Mangel an potentiellen Nistbäumen (MEBS & SCHERZINGER 2000). Weiters verschwinden durch Aufforstungsmaßnahmen Sturmwurflöcher und Kahlschläge rasch, womit potentielle Jagdflächen verloren gehen (KILZER et al. 2002).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine Verringerung der Intensivierungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft insbesondere in der Montan-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

und Subalpinstufe ist für den Schutz des Raufußkauzes essentiell (EPPLE 1987, MEBS & SCHERZINGER 2000, FRÜHAUF i. Dr. 2004). Lange Umtriebszeiten und die Erhaltung von Altholzinseln würden zu einem höheren Angebot an Höhlenbäumen führen. Auf Windwurfflächen als potentielle Jagdgebiete sollten keine Aufforstung stattfinden und die Umwandlung von Bergmischwäldern in Fichtenmonokulturen sollte unterbleiben. Die genannten Maßnahmen sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. Auf jeden Fall ist ein Monitoring des Bestands, des Bestandstrends und des Bruterfolgs notwendig, um die Situation des Raufußkauzes in weiten Teilen Österreich beurteilen zu können.

62.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Raufußkauzes stark verantwortlich, da mindestens zwei Prozent des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

62.1.9 Kartierung

Der Raufußkauzbestand eines Gebiets kann durch das Verhören der rufenden Männchen grob erhoben werden (LOCKER & FLÜGGE 1998, WAGNER & JENTZSCH 2000). Besonders bei geringer Revierdichte kann der Einsatz von Klangattrappen hilfreich sein. Die Begehungen sollten von Februar bis April/Mai in der Morgen- oder Abenddämmerung bzw. bei Nacht stattfinden. Aufgrund des von Jahr zu Jahr variierenden Anteils an Nichtbrütern, der in manchen Jahren sehr hoch sein kann, sollte eine genaue Erfassung der Bruthöhlen stattfinden (vgl. MEBS & SCHWERZINGER 2000, WAGNER & JENTZSCH 2000). Aussagen zur Populationsökologie und -dynamik sind wohl erst durch Beringungen möglich (vgl. LUNDBERG 1979, SCHWERDTFEGER 1984, KORPIMÄKI 1988).

62.1.10 Wissenslücken

Der Raufußkauz zählt zu den am wenigsten bearbeiteten Arten in Österreich. Angaben zu Bestand, Bestandstrends und zur Dichte sind nur in Ausnahmefällen vorhanden. Ein Monitoring ist notwendig, um die Situation dieser Art in Österreich ausreichend beantworten zu können. Aussagen zu Populationsökologie und -dynamik können nur aufgrund von Literaturangaben getätigt werden, wobei diese z.T. nur in bedingten Maße auf Österreich zutreffen. Dementsprechend sind Studien über u.a. Dispersion, Bruterfolg oder Beuteangebot notwendig.

62.1.11 Literatur

BERG, H.-M. (1997): Vögel (Aves). Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung/Abt. Naturschutz, St. Pölten. 184 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

EPPLE, W. (1987): Rauhfußkauz – *Aegolius funereus*. In: HÖLZINGER, J.: Die Vögel Baden-Württembergs – Gefährdung und Schutz. Teil 2, Artenschutzprogramm. Baden-Württemberg. Avifauna Baden-Württ., Karlsruhe: 1101-1107.

ERNST, S. & THOSS, M. (1985): Zehnjährige Beringung von Rauhfußkäuzen im Vogtland und Westerzgebirge. Actitis 24: 3-14.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

FRANZ, A.; MEBS, T. & SEIBT, E. (1998): Zur Populationsbiologie des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus*) im südlichen Westfalen und in angrenzenden Gebieten anhand von Beringungsergebnissen. Vogelwarte 32: 260-269.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

HAASE, W. (1992): Vom Rauhfußkauz *Aegolius funereus* im Bramwald und im niedersächsischen Kaufunger Wald zwischen 1985 und 1991. Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 24: 46-51.

HAASE, W. & SCHELPER, W. (1972): Zweitbruten als Schachtelbruten beim Rauhfußkauz (*Aegolius funereus* (L.)). Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 24: 46-51.

KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. (1991): Zum intraspezifischen Territorialverhalten des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus*) im Herbst. Ökol. Vögel 13: 111-120.

KANTNER, W. & KARNER, E. (1995): Kaisergebirge. In DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 398-403.

KILZER, R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der sonnseitigen Bergwälder im Klostertal. Vorarlberger Naturschau 1: 233-264.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KONDRATZKI, B. & ALTMÜLLER, R. (1976): Bigynie beim Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*). Vogelwelt 97: 146-148.

KORPIMÄKI, E. (1986): Gradients in population fluctuations of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in Europe. Oecologia 69: 195-201.

KORPIMÄKI, E. (1987): Timing of breeding of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in relation to vole dynamics in western Finland. Ibis 129: 58-68.

KORPIMÄKI, E. (1988): Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal in Tengmalm's owl. J. Anim. Ecol. 57: 97-108.

KORPIMÄKI, E.; LAGERSTRÖM, M. & SAUROLA, P. (1987): Field evidence for nomadism in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. Ornis. Scand. 18: 1-4.

KROYMANN, B. (1968): Beobachtungen zur Höhenverbreitung einiger Vogelarten im oberen Ötztal. Egretta 11: 20-27.

KÜHLKE, D. (1985): Höhlenangebot und Siedlungsdichte von Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) und Hohltaube (*Columba oenas*). Vogelwelt 106: 81-93.

LANDMANN, A; & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LANGE, U. (1995): Habitatstrukturen von Höhlenzentren des Schwarzspechts (*Dryocopus martius*) im Thüringer Wald und dessen Vorland bei Ilmenau. Anz. Ver. Thüring. Orn. 2: 159-192.

LOCKER, S. & FLÜGGE, D. (1998): Hohe Siedlungsdichte des Rauhfußkauzes *Aegolius funereus* in den Hanstedter Bergen, Naturschutzgebiet "Lüneburger Heide". Vogelwelt 119: 329-336.

LUNDBERG, A. (1979): Residency, migration and a compromise: Adaptations to nest-site scarcity and Food specialisation in three Fennoscandian owl species. Oecologia 41: 273-281.

MAMMEN, U. (1997): Bestandsentwicklung und Reproduktionsdynamik des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus*) in Deutschland. Naturschutzreport (Jena) 13: 30-39.

MEBS, T. & SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas. Kosmos Verlag. Stuttgart. 396 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

MEYER, H.; GLEIXNER, K.H. & RUDROFF, S. (1998): Untersuchungen zu Populationsentwicklung, Brutbiologie und Verhalten des Rauhfußkauzes *Aegolius funereus* bei Hof und München. Orn. Anz. 37: 81-107.

MEYER, W. & RUDAT, V. (1987): Zur Situation des Rauhfußkauzes *Aegolius fenereus* (L.) in Thüringen. Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 1: 347-357.

MORITZ, D. & BACHLER, A. (2001): Die Brutvögel Osttirols – Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Lienz. 277 pp.

NORBERG, A. (1970): Hunting technique of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* (L.). Ornis Scand. 1: 49-64.

PATTHEY, P.; CHABLOZ, V. & KUNZLE, I. (2001): Corrélations entre le nombre de jeunes élevés, la date de ponte et la fructification du Hêtre *Fagus sylvatica* chez la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. Nos Oiseaux 48: 231.

PLUCINSKI, A. (1981): Zur Ernährungsbiologie des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus*) im Westharz während der Brutzeit. Orn. Mitt. 33: 143-147.

PSENNER, H. (1960): Bemerkenswerte Vogelbeobachtungen in Nordtirol. Egretta 3: 9-13.

RAVUSSIN, P.-A.; TROLLIET, D.; BEGUIN, D.; WILLENEGGER, L. & BEGUIN, D. (1993): Observations sur les fluctuation d'une population de Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Jura vaudois (Suisse). Nos Oiseaux 42 : 127-42.

RAVUSSIN, P.-A.; TROLLIET, D.; BEGUIN, D.; WILLENEGGER, L. & MATALON, G. (2001): Observations et remarques sur la biologie de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif du Jura suite à l'invasion du printemps 2000. Nos Oiseaux 48: 235-246.

RITTER, F.; HEIDRICH, M. & ZIENERT, W. (1978): Statistische Daten zur Brutbiologie Thüringer Rauhfußkäuze *Aegolius funereus* (L.). Thür. Orn. Mitt. 24:37-45.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHÄFFER, N.; MERTEL, A. & ROST, R. (1991): Siedlungsdichte, Bruterfolg und Brutverluste des Rauhfußkauzes *Aegolius funereus* in Nordostbayern. Vogelwelt 112: 216-225.

SCHELPER, W. (1989): Zur Brutbiologie, Ernährung und Populationsdynamik des Rauhfußkauzes *Aegolius funereus* im Kaufunger Wald (Südniedersachsen). Vogelkundl. Ber. Niedersachsen 21: 33-53.

SCHUBERT, W. (1994): Zur Vogelwelt des oberen Lechtals/Nordtirol. Ber. naturwiss. Ver. Schwaben 98: 28-35.

SCHWERDTFEGER, O. (1984): Verhalten und Populationsdynamik des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus*). Vogelwarte 32: 183-200.

SCHWERDTFEGER, O. (1988): Analyse der Depotbeute in den Bruthöhlen des Raufußkauzes (*Aegolius funereus).* Vogelwelt 109: 176-181.

SCHWERDTFEGER, O. (1993): Ein Invasionsjahr des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus*) im Harz – eine populationsökologische Analyse und ihre Konsequenzen für den Artenschutz. Ökol. Vögel 15: 121-136.

VACÍK, R. (1991): Breeding biology of Tengmalm's Owl, *Aegolius funereus*, in Bohemia and Moravia. Sylvia 28: 95-114 (in Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).

WAGNER, M. & JENTSCH, M. (2000): Zur Verbreitung, Populationsdynamik und Nahrungsökologie des Rauhfußkauzes (*Aegolius funereus* L.) im Südharz. Orn. Jber. Mus. Heineanum 18: 51-70.

ZANG, H. & RISTIG, U (1992): Zwei neue Fälle von Bigynie beim Rauhfußkauz *Aegolius funereus* im Harz. Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 24: 57-60.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

62.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Rauhfußkauz ist ein weit verbreiteter Brutvogel, er wird für 30 Natura 2000-Gebiete als Brutvogel angegeben (Standarddatenbögen). Es existieren erprobte Methoden zur Bestandserfassung, die Einstufung des Erhaltungszustandes basiert daher vorwiegend auf Populationsindikatoren. Da die Art große Raumansprüche hat und großflächig nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Die Beutedichte ist ein essentieller Faktor für den Rauhfußkauz. Es gibt hierzu aber keine brauchbaren Angaben in der Literatur, weshalb auf einen Indikatorwert verzichtet werden musste.

62.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

62.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Dichte an Schwarzspecht-höhlen[38]	>2,5 Höhlen/km²	0,6-2,5 Höhlen/km²	< 0,6 Höhlen/km²
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte[39]	Siedlungsdichte (Reviere/10 km²) > 4,6	Siedlungsdichte (Reviere/10 km²) 1,0- 4,6	Siedlungsdichte (Reviere/10 km²) < 1,0

62.3 Bewertungsanleitung

62.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

62.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mindestens zwei Indikatoren „A“, keiner der Indikatoren „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Zwei oder drei Indikatoren „C“, keiner höher als „B“

[38] aus LANGE (1995)

[39] nach SCHELPER (1989)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

63 A224 *CAPRIMULGUS EUROPAEUS*

63.1 Schutzobjektsteckbrief

63.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Ziegenmelker

Englisch: European Nightjar, Französisch: Engoulevent d'Europe, Italienisch: Sussiacapre, Spanisch: Chotacabras gris

63.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Caprimulgiformes – Schwalmvögel, Familie Caprimulgidae – Ziegenmelker

Merkmale: Der Ziegenmelker ist die einzige in Mitteleuropa vorkommende Nachtschwalbe, daher hier unverkennbar. Sein rindenfarbiges, braun, beigeweiß, grau und schwarz gemustertes Gefieder tarnt ihn unter Tage im Sitzen hervorragend, die Vögel sind dann kaum zu entdecken. Ziegenmelker sind dämmerungs- und nachtaktiv, bei der Insektenjagd fliegt er lautlos, leicht und mit Seitwärtsbewegungen und kurzen Rüttelphasen.

63.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Ziegenmelker sind territorial und monogam, das Männchen grenzt das Revier durch seine nächtlichen Rufreihen („Schnurren") ab.

Fortpflanzung: Der Ziegenmelker brütet am Boden und baut kein Nest, der Brutplatz selbst ist normalerweise weitgehend vegetationslos, trocken und sonnig, wobei in der Nähe jedoch ausreichend Schatten vorhanden sein sollte. Der unmittelbare Bereich um den Nistplatz ist frei von höherer Bodenvegetation (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), wobei wenige Quadratmeter^2 ausreichen. So fanden sich in Südostengland Bruten ausschließlich auf sehr kleinen (maximal 4 m² großen) Freiflächen mit sehr spärlich bewachsenem oder vegetationslosem Boden, umgeben von einer 20-60 cm hohen Krautschicht, in der sich die Jungvögel tagsüber verstecken konnten; zusätzlich waren in der Umgebung immer niedrige, weniger als drei Meter hohe Bäume vorhanden (BERRY 1979).

Ziegenmelkergelege bestehen fast immer aus zwei Eiern, in den meisten Fällen kommt es nur zu einer Jahresbrut, seltener zu Schachtelbruten, wobei das Weibchen die flüggen Jungvögel im Alter von ca. zwei Wochen verlässt und eine neue Brut beginnt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Jungen werden vom Männchen weiterbetreut. In Suffolk wurde beispielsweise unter 20 Brutpaaren nur in vier Fällen eine Zweitbrut festgestellt (BERRY & BIBBY 1981), in der Oberlausitz begannen von 24 Paaren drei sicher und weitere sieben wahrscheinlich eine zweite Brut (SCHLEGEL 1969).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung besteht ausschließlich aus nachtaktiven Fluginsekten, das Spektrum reicht dabei von Stechmücken und Kleinschmetterlingen von wenigen Millimetern Größe bis hin zu großen Nachtschmetterlingen und Heuschrecken (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die artliche Zusammensetzung schwankt dabei sowohl jahreszeitlich als auch in verschiedenen Jahren in Abhängigkeit vom Angebot sehr stark (SCHLEGEL 1967, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Jungvögel werden vorwiegend mit kleinen, weichhäutigen Insekten gefüttert, vor allem Schmetterlinge, Zweiflügler, kleine Käfer, Köcherfliegen und Netzflügler (SCHLEGEL 1967).

Ziegenmelker ernähren sich fast ausschließlich von größeren Fluginsekten, die in der Nacht entweder fliegend oder im Ansitz erbeutet werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Da die Beute bevorzugt von unten angeflogen wird, werden meist niedrige Warten wie tiefliegende Äste, Baumstümpfe und Steine genutzt oder die Vögel jagen überhaupt vom Boden aus (SCHLEGEL 1967, LEHTONEN 1969, BÜHLER 1987).

63.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Ziegenmelker besiedelt offene, lückige Baumbestände und Wälder mit geringem Kronenschluss (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In dichteren Beständen ist die Art auf Lichtungen, Schlägen oder jungen Aufforstungen zu finden, wobei der Aufwuchs nicht zu dicht sein und einen Meter Höhe nicht überschreiten sollte (BERRY 1979, DAUNICHT 1985). Überhälter werden dabei, sofern vorhanden, als Singwarten genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WICHMANN 2004). Entscheidend für die Eignung als Ziegenmelker-Habitat ist zusätzlich das Vorhandensein vegetationsfreier oder -armer, trockener Freiflächen, die tagsüber Wärme speichern und diese in der Nacht an die Luft abgeben, sodass für Fluginsekten (von denen sich die Art hauptsächlich ernährt) günstige Bedingungen entstehen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In Mitteleuropa sind diese Voraussetzungen am ehesten auf Sandböden gegeben, daher bilden lockere Kiefernwälder auf armen Sandböden, in Ostösterreich vorwiegend Kiefernaufforstungen, und offene Heidegebiete hier den hauptsächlichen Lebensraum. In Ost- und Süddeutschland bilden stark aufgelockerte Kiefernalthölzer mit Naturverjüngung und zahlreichen Lichtungen und Blößen den Optimalbiotop des Ziegenmelkers (SCHLEGEL 1969, BRÜNNER 1978). Im Wallis (Schweiz) brütet er in Kahlschlägen in aufgelockerten Föhrenwäldern (SIERRO 1991). Darüber hinaus besiedelt die Art aber auch, sofern die oben skizzierten strukturellen Voraussetzungen gegeben sind, die unterschiedlichsten Heide- und Waldbiotope, angefangen von Mooren und Wacholderheiden über lichte Eichenbuschwälder, Birkenwäldchen bis hin zum Kalkbuchenwald (SCHLEGEL 1969, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Aufgrund der Zerstörung der ursprünglichen Brutbabitate werden Kahlschläge in Kiefern- und Eichenwäldern als wichtiges Sekundärhabitat besiedelt. Nach dem Zuwachsen werden die Kahlschläge verlassen. Im Schweizer Wallis werden Kahlschläge spätestens fünf Jahre nach dem Hieb infolge der Verbuschung nicht mehr besiedelt (SIERRO 1991), in Suffolk geschieht dies nach etwa 10 Jahren (RAVENSCROFT 1989). In den Kiefernwälder bei Wiener Neustadt wurden Kahlschläge, die flächendeckend mit Jungkiefern (4-5 m) bewachsen waren, meist gemieden (WICHMANN 2004).

Zu den Entfernungen der Jagdgebiete vom Brutplatz gibt es in der Literatur unterschiedliche Angaben. Während in einer Studie von GREEN & BOWDEN (in GREEN 1995) Ziegenmelker hauptsächlich innerhalb von einer Entfernung von einem Kilometer um den Brutplatz jagten, können die Jagdbiotope auch mehrere Kilometer vom Brutplatz entfernt sein (SCHLEGEL 1967, SIERRO 1991, ALEXANDER & CRESSWELL 1990). Eine in Südengland durchgeführte Studie an besenderten Vögeln ergab eine mittlere Distanz von 3,1 km, das am weitesten entfernte Nahrungsgebiet lag mindestens 5,8 km vom Brutplatz entfernt; weiters fanden sich Hinweise, dass nach Ablage der Eier vorwiegend in der Umgebung des Nestes gejagt wurde (ALEXANDER & CRESSWELL 1990). Im selben Untersuchungsgebiet wurden Laubwald und Feuchtgebiete überproportional genutzt, Ackerland hingegen in geringerem Maß als vom Angebot her erwartet werden durfte. SCHLEGEL (1967) fand nahrungssuchende Ziegenmelker vor allem in offenen Bereichen, oft nahe bei Weidetieren und in Wassernähe. Bei hohen Beutedichten können Ziegenmelker auch in Gruppen jagen (LACK 1932, BERRY 1979).

63.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg lag in der Oberlausitz zwischen 1,2 und 2,3 Jungvögeln pro Paar (SCHLEGEL 1969, R. SCHLEGEL zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), in Franken bei einer Population mit nur einer Jahresbrut zwischen 1,1 und 1,7 Jungen (BAUER 1976 zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In einer Population in Südostengland flogen aus 16 von 28 Nestern Jungvögel aus, davon entfielen acht Verluste auf Gelege und vier auf Nester mit Jungen (BERRY & BIBBY 1981).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die Mindestgröße besiedelter Lichtungen variiert je nach Lebensraumausstattung. Die niedrigsten Angaben liegen bei 0,7-1,5 ha (BRÜNNER 1978, WICHMANN 2004). Ab 3,2 ha können zwei oder mehr Ziegenmelker-Reviere festgestellt werden (BRÜNNER 1978). Nach WICHMANN (2004) spielt die Breite der Lichtung eine entscheidende Rolle bei der Habitatwahl. So blieben Lichtungen im Großen Föhrenwald bei Wiener Neustadt (Niederösterreich) mit einer Breite unter 50 Metern unbesiedelt. Die Siedlungsdichten variieren stark und liegen bei 0,15 bis 10 rufenden Männchen/km^2 (SCHLEGEL 1967, STEINKE 1981, LÖCHER 1992, LÜTKEPOHL & PRÜTER 1997, OEHLSCHLAEGER & RYSLAV 1998, WICHMANN 2004). Augrund der Konzentration auf wenige Lichtungen können Vorkommen stark geklumpt sein, wodurch Dichteangaben oft nicht vergleichbar sind.

Wanderungen: Ziegenmelker sind Weitstreckenzieher, die die Sahara überqueren. Die Brutvögel Europas (*C. e. europaeus* und *C. e. meridionalis*) ziehen über die Sahara und überwintern in Ost- und Südafrika (CRAMP & WILKINSSON 1998). Die Brutgebiete werden ab Ende April besetzt. Der Wegzug findet hauptsächlich im September statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Über das genaue Zuggeschehen ist aufgrund der heimlichen Lebensweise wenig bekannt.

63.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Ziegenmelker brütet in den gemäßigten und subtropischen Bereichen der Paläarktis von Nordwestafrika und Westeuropa östlich bis in die Gegend des Baikalsees und die Mongolei (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Im Süden ist die Art bis in das nordwestliche Indien und in den Iran zu finden.

Europa: Die Art besiedelt die meisten Teile Europas mit Ausnahme der Tundren in den nördlichen Teilen Skandinaviens und Russlands. Die kopfstärksten Brutpopulationen finden sich in Süd- und Osteuropa, wobei der weitaus größte Bestand mit grob geschätzten 100.000-500.000 Brutpaaren in Russland zu finden ist (BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf etwa 131.000-227.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Ziegenmelkers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	300-500	1998-2002
Belgien	180-250	1990
Dänemark	500-600	1992-1995
Finnland	3.000-5.000	1997-1998
Frankreich	20.000-50.000	1996
Deutschland	3.000-6.000	1985-1994
Griechenland	10.000-20.000	-
Italien	5.000-15.000	1988-1997
Irland	25-50	1998
Luxemburg	0-3	-
Niederlande	450-650	1985
Portugal	1.000-10.000	1989
Spanien	82.000-112.000	-

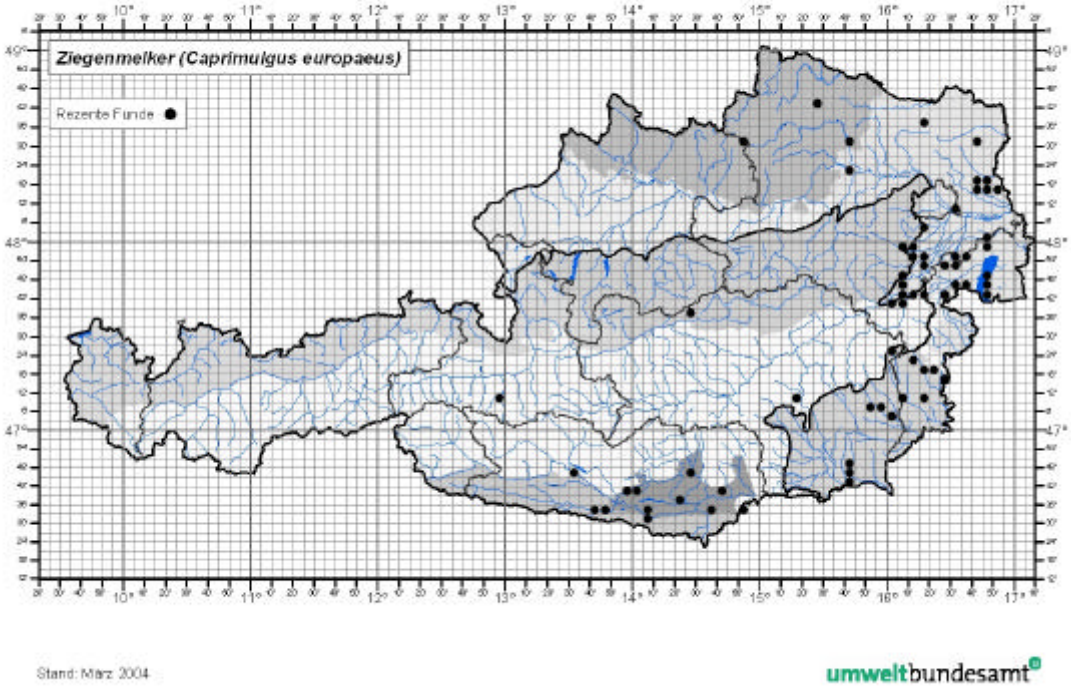
© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schweden	2.500-3.200	1990
Vereinigtes Königreich	3.400-3.400	1992

Österreich/Verbreitung: Der Ziegenmelker besiedelt als sehr lokaler Brutvogel vorwiegend die klimatisch begünstigten Gebiete östlich und südlich der Alpen (DVORAK et al. 1993). Beständige Brutvorkommen sind derzeit nur aus vier Bundesländern bekannt, aus den übrigen liegen nur Einzelbeobachtungen, die zumeist noch in die Zugzeit fallen, vor. Ziegenmelker sind fast ausschließlich anhand ihrer nächtlichen Rufreihen festzustellen und quantitativ zu erfassen, wodurch unsere Kenntnis über Verbreitung und Bestand noch sehr lückenhaft ist. Die höchsten Vorkommen wurden in den 1950er Jahren aus den Lienzer Dolomiten/Ostt und der Schobergruppe/Ostt gemeldet, die bis in 1.800 m Seehöhe reichten (KÜHTREIBER 1952, HEINRICHER 1973). Aktuell liegen die höchsten Brutplätze bei 800 m am Rande des Grazer Berglandes (SACKL & SAMWALD 1997). Etwas höher wurde ein schnurrender Altvogel in den Jahren 1999 und 2001 in Liebenau (Rubnerwald, Tannermoor/OÖ) auf 960 m festgestellt (BRADER & AUBRECHT 2003). Ob es sich hier um ein Brutvorkommen handelt ist ungeklärt.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland*: Das Hauptvorkommen findet sich im Leithagebirge, wo der Bestand allein im nordöstlichen Teil auf 10-50 Paare geschätzt wird (KARNER & RANNER 1995), sowie im Bereich des Ruster Hügelzuges, wo 1988 und 1989 auf einer 50 ha großen Schlagfläche 15-20 rufende Männchen gezählt wurden (RANNER 1990). Aus dem Seewinkel wurden einzelne Brutzeitbeobachtungen aus verschiedenen Jahren gemeldet, ein dauerhaftes größeres Vorkommen dürfte hier jedoch nicht existieren. Aus dem Mittel- und Südburgenland wurden seit 1981 acht Vorkommen (teilweise mit Brutnachweisen) bekannt, inwieweit es sich dabei jedoch um dauerhaft besiedelte Brutgebiete handelt, müsste erst durch weitere Erhebungen geklärt werden. *Niederösterreich:* Gezielte Nachforschungen führten in den letzten Jahren zur Entdeckung mehrerer neuer Vorkommen und zu genauen Bestandsangaben für einige bereits bekannte Brutplätze (vgl. BERG & BIERINGER 2001, WICHMANN 2004). Mit ca. 80 Brutpaaren stellt das Steinfeld das mit Abstand größte österreichische Vorkommen dar (BERG & BIERINGER 2001). Weiters brütet die Art lokal an der Thermenlinie (mindestens 5 Reviere, ZUNA-KRATKY 1995), im Kalkwienerwald (mindestens 2 Reviere bei Merkenstein, ZUNA-KRATKY & BERG 1995), sowie im Schwarzatal bei Ternitz, Neunkirchen und Seebenstein (ABÖ). Im Marchfeld brütet der Ziegenmelker in Kieferbeständen auf Sandböden wie in den Sandbergen Oberweiden und in der Weikendorfer Remise, wo 1994 16-18 und 1999-2002 16-19 Reviere festgestellt wurden (BERG 1995, BERG 2002). Weitere isolierte Kleinvorkommen sind aus der Wachau in Rotkiefernbeständen westlich von Krems (BERG et al.1995), aus dem Waldviertel vom Manhartsberg und aus der Wild bei Dietmannsdorf sowie aus dem Leithagebirge bei Stotzing bekannt (ABÖ). *Steiermark*: Aktuelle und regelmäßige Brutzeitbeobachtungen seit 1990 gelangen in der Südsteiermark bei Rohrbach, wo regelmäßig 3-4 rufende Männchen festgestellt werden, im Murtal am Gamskogel südlich von Deutsch-Feistritz sowie im Ennstal bei Wörschach (ABÖ). In den Jahren 1981-1985 war die Art noch vereinzelter Brutvogel in der Oststeiermark, so wurde z. B. der Bestand für den Bezirk Fürstenfeld 1984 auf 3-5 Paare geschätzt (HAAR et al. 1986). Seit 1990 wurde hier nur noch ein Vorkommen bei Großhartmannsdorf bekannt, das 1994 erloschen ist (ABÖ). *Kärnten:* Verbreiteter, aber spärlicher Brutvogel in den Randlagen des Klagenfurter Beckens sowie an der unteren Drau, an der Gail und am Dobratsch. *Oberösterreich*: In Oberösterreich werden immer wieder schnurrende Altvögel in drei Gebieten nördlich der Donau festgestellt – Zwettl a. d. Rodl, Böhmerwald/Oberhaag und in Liebenau (Rubnerwald, Tannenmoor) (BRADER & AUBRECHT 2003). Inwieweit es sich hier um Brutvorkommen oder durchziehende Vögel handelt ist ungeklärt. Der Brutbestand wird mit weniger als 10 Brutpaaren angegeben (BRADER & AUBRECHT 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



63.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2, declining, Rote Liste Österreich: EN (endangered/stark gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die Bestandsentwicklung ist aufgrund weiterhin großer Kenntnislücken nicht genau bekannt, aber die geringe Bestandsgröße in Österreich und anhaltende, wenn auch nicht detailliert bekannte Bestands- und Arealverluste (vgl. FRÜHAUF 2005, BERG 1997) weisen den Ziegenmelker als stark gefährdete Art mit z.T. starken Rückgängen aus. So kann man anhand der älteren Literatur aufgrund qualitativer Angaben für viele Gebiete Arealverluste und Abnahmen ableiten, obwohl konkrete Zahlenangaben in keinem Fall vorliegen. So war der Ziegenmelker in den 1950er Jahren offenbar noch in der Ober- und Weststeiermark sowie im Grazer Feld ein verbreiteter Brutvogel (SCHÖNBECK 1960), ist hier aber heutzutage fast völlig verschwunden. Auch in der Oststeiermark muss es zu einem dramatischen Rückgang gekommen sein (vgl. SAMWALD & WEISSERT 1976, HAAR et al. 1986). Aus anderen Bundesländern fehlen zwar entsprechende Zusammenstellungen, doch zeigen zahlreiche Einzelangaben, dass der Rückgang in vielen Teilen Österreichs zu ähnlich starken Einbußen geführt hat.

Gefährdungsursachen: Habitatverluste, der Rückgang von Großinsekten durch Änderungen in der Landbewirtschaftung und möglicherweise Pestizidanwendung sind die hauptsächlichen Ursachen für den weiträumigen Rückgang des Ziegenmelkers (TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, FRÜHAUF 2005). Besonders der Habitatverlust durch Verluste an (halb)offenen Wäldern hat sich negativ auf den Ziegenmelker ausgewirkt. Besonders ungünstig wirkt sich der heute weitverbreitete Rückgang der Mittel- und Niederwaldbewirtschaftung aus. Die traditionelle Nutzung von Heidelandschaften wurde in vielen Fällen aufgegeben,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sie werden in der Folge zumeist aufgeforstet, wobei in den meisten Fällen keine genügend großen und spärlich bewachsenen Freiflächen zurückbleiben. Als weitere Gefährdungsursachen werden u.a. Verluste geeigneter Nahrungsflächen, Eutrophierung und die dadurch ausgelöste schnellere Sukzession der Vegetation, Störungen im Brutgebiet, Verluste durch den Straßenverkehr sowie möglicherweise auch Klimaverschlechterungen genannt (TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996); die Einflüsse und Effekte dieser Faktoren auf Ziegenmelker-Bestände sind jedoch nicht detailliert bekannt.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die von der Art bevorzugten Habitate wie z. B. Kahlschläge oder Kiefernaufforstungen sind zumeist nur temporär besiedelbar (siehe oben). In größeren Ziegenmelker-Brutgebieten ist daher darauf zu achten, dass geeigneter Lebensraum durch entsprechendes Management - wie z. B. in Heidegebieten das Verhindern des Zuwachsens, in Kiefernwäldern die Bereitstellung von offenen Flächen und verschiedenen Altersstadien - weiter zur Verfügung steht. Derartige Eingriffe sind natürlich stets mit anderen Management- und Schutzzielen abzustimmen. Besonders die Erhaltung oder Förderung der Mittel- und Niederwaldbewirtschaftung kommt der Art entgegen (z. B. im Leithagebirge), wobei genaue Angaben über die für den Ziegenmelker optimale Größe und Struktur von Lichtungen gesammelt werden und in Bewirtschaftungspläne eingebracht werden sollten. Weiters kommt der Erhaltung einer abwechslungsreichen, extensiv bewirtschafteten und insektenreichen Kulturlandschaft im Umkreis der bestehenden Ziegenmelkervorkommen hohe Bedeutung zu (FRÜHAUF 2005). Ein Schutzkonzept für die Art in den wenigen verbliebenen Vorkommen wäre wohl nur durch ein eigenes Artenschutzprogramm zu erstellen, das Bestandskontrollen, Untersuchungen der Habitatstruktur und des Nahrungsangebotes einschließt und darauf aufbauend, entsprechende Managementvorschläge entwickelt. Forstliche Maßnahmen – z.B. die Förderung der traditionellen Mittelwaldbewirtschaftung –, sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. Vor allem im Osten und Süden Österreichs sind wahrscheinlich noch nicht bekannte Vorkommen vorhanden, in geeigneten Gebieten wären daher baldigst entsprechende Bestandsaufnahmen durchzuführen.

63.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Ziegenmelkers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

63.1.9 Kartierung

Für die Erfassung des Ziegenmelkers sind laue Nächte im Mai und Juni geeignet, wobei mindestens zwei Kartierungsdurchgänge notwendig sind (CADBURY 1981, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WICHMANN 2004). Die Kartierung konzentriert sich vor allem auf schnurrende Männchen. Prinzipiell kann man die Art die ganze Nacht über erfassen, aber die Gesangsaktivität ist zur Dämmerung - sowohl am Abend wie auch am Morgen - am höchsten. Der Einsatz von Klangattrappen ist empfehlenswert, um auch weniger gesangsfreudige Individuen zu erfassen (vgl. WICHMANN 2004).

63.1.10 Wissenslücken

Unsere Kenntnis über Bestand und Verbreitung des Ziegenmelkers in Österreich ist ausgesprochen lückenhaft; insbesondere Kleinpopulationen sind ausgesprochen schlecht erfasst (vgl. FRÜHAUF 2005). Dementsprechend ist ein artspezifisches Monitoring von größter Bedeutung. Weiters fehlt es an ausreichendem Datenmaterial über Populationsökologie bzw. -dynamik. So gibt es auch international nur wenige Studien über Bruterfolg oder Lebensraumnutzung.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

63.1.11 Literatur

BERG, H.-M. (1995): Zentrales Marchfeld. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 141-151.

BERG, H.-M. (2002): Vogelfauna ausgewählter Sandstandorte im Marchfeld. In: WIESBAUER, H. (Hrsg.): Naturkundliche Bedeutung und Schutz ausgewählter Sandlebensräume in Niederösterreich. Bericht zum LIFE-Projekt „Pannonische Sanddünen". Amt d. NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 126-143.

BERG, H.-M. & BIERINGER, G. (2001): Vorkommen und Bestandsgrößen von Steppenvogelarten im niederösterreichischen Steinfeld. In: BIERINGER, G.; BERG, H.-M. & SAUBERER, N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft – Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia 77: 211-231.

BERG, H.-M.; ZELZ, S. & RÄUSCHL, G. (1995): Wachau - Jauerling. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 177-188.

BERRY, R. (1979): Nightjar habitats and breeding in East Anglia. Br. Birds 72: 207-218.

BERRY, R. & BIBBY, C.J. (1981): A breeding study of Nightjars. Br. Birds 74: 161-169.

BRÜNNER, K. (1978): Zweijährige Untersuchungen an einer Population des Ziegenmelkers in Mittelfranken. Anz. Orn. Ges. Bayern 17: 281-291.

BÜHLER, P. (1987): Zur Strategie des Beutefangs der Nachtschwalben (*Caprimulgidae*). J. Orn. 128: 488-491.

CADBURY, C.J. (1981): Nightjar census methods. Bird Study 28: 1-4.

DAUNICHT, W.D. (1985): Zum Vorkommen des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) in Schleswig-Holstein und auf der „Fahlen Heide" in Niedersachsen. Corax 11: 97-120.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HAAR, H.; SACKL, P.; SAMWALD, F. & SAMWALD, O. (1986): Die Vogelwelt des Bezirks Fürstenfeld. Eine Artenliste mit Anmerkungen zum aktuellen Stand der Brutvogelfauna (Aves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 37: 1-44.

HEINRICHER, A. (1973): Die Vogelarten Osttirols. Carinthia II 163/83: 583-599.

KARNER, E. & RANNER, A. (1995): Nordöstliches Leithagebirge. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 67-71.

KÜHTREIBER, J. (1952): Die Vogelwelt der Lienzer Gegend. Schlern-Schriften 98 (Lienzer Buch). Universitätsverlag Wagner, Innsbruck: 225-243.

LACK, D. (1932): Some breeding habits of the European Nightjar. Ibis 13: 266-284.

LEHTONEN, L. (1969): Ziegenmelker. In: Grzimeks Tierleben 8: 413-420. Zürich.

MORRIS, A.; BURGES, D.; FULLER, R.J.; EVANS, A.D. & SMITH, K.W. (1994): The status and distribution of Nightjars *Caprimulgus europaeus* in Britain in 1992. A report to the British Trust for Ornithology. Bird Study 41: 181-191.

RAVENSCROFT, N.O.M. (1989): The status and habitat of the Nightjar *Caprimulgus europaeus* in coastal Suffolk. Bird Study 36: 161-169.

RANNER, A. (1990): Ein Brutvorkommen des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) am Ruster Hügelzug (Burgenland). Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 1-2: 2-3.

SAMWALD, F. & WEISSERT, B. (1976): Weitere Berichte über die Ornis der Neudauer Fischteiche im Bezirk Hartberg/Oststeiermark 1971-1975 (Aves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 5: 53-64.

SCHLEGEL, R. (1967): Die Ernährung des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus* L.), seine wirtschaftliche Bedeutung und seine Revierdichte in einem Oberlausitzer Kiefernwald. Beitr. Vogelk. 13: 146-190.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SCHLEGEL, R. (1969): Der Ziegenmelker. Neue Brehm-Bücherei Nr. 406. Wittenberg Lutherstadt.

SCHÖNBECK, H. (1960): Zum Vorkommen des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus* L.) in der Steiermark. Egretta 3: 1-6.

SIERRO, A. (1991): Ecologie de L´Engoulevent, *Caprimulgus europaeus*, en Valais (Alpes suisses): biotopes, réperatition spatiale et protection. Nos Oiseaux 41: 209-235.

WICHMANN, G. (2004): Habitat Use of Nightjar *(Caprimulgus europaeus)* in an Austrian pine forest. J. Orn. 145: 69-73.

ZUNA-KRATKY, T. (1995): Thermenlinie. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 121-126.

ZUNA-KRATKY, T. & BERG, H.-M. (1995): Wienerwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 127-133.

63.2 Indikatoren und Schwellenwerte

63.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

63.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Anteil Lichtungen[40]	Anteil Lichtungen > 0,7 ha > 60 %)	Anteil Lichtungen > 0,7 ha = 20-60 %	Anteil Lichtungen > 0,7 ha < 20 %
Anzahl offener Stellen[41]	Anzahl offener Stellen von 5 m²/ha > 5	Anzahl offener Stellen von 5 m²/ha = 3-5	Anzahl offener Stellen von 5 m²/ha < 5
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Siedlungsdichte[42]	Siedlungsdichte (Brutpaare/km²) > 1,41	Siedlungsdichte (Brutpaare/km²) 0,25- 1,41	Siedlungsdichte (Brutpaare/km²) < 0,25
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil oder fluktuiert (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

63.3 Bewertungsanleitung

63.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

63.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mindestens drei Indikatoren „A“, keiner der Indikatoren „C“

---

[40] Dieser Wert stammt aus einer Studie in Kiefernwäldern (WICHMANN 2004). Vergleichbare Arbeiten aus anderen Waldtypen fehlen und wären zur Überprüfung notwendig.

[41] Der Ziegenmelker benötigt offene Freiflächen zum Brüten. Diese Angabe bezieht sich auf von Ziegenmelker besetzte Lichtungen (BRÜNNER 1978).

[42] Die Probeflächen sollten mindestens 10 km^2 groß sein.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Zwei oder drei Indikatoren „C“, keiner der übrigen „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

64 A229 *ALCEDO ATTHIS*

64.1 Schutzobjektsteckbrief

64.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Eisvogel

Englisch: Kingfisher, Französisch: Martin-pêcheur d'Europe, Italienisch: Martin pescatore, Spanisch: Martin pescador

64.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Coraciiformes – Rackenvögel, Familie Alcedinidae – Eisvögel

Merkmale: Unverwechselbarer, bunter gut sperlingsgroßer Vogel mit blau-grünlich schillerndeOberseite und orange gefärbter Brust und ebenfalls orange getöntem Bauch. Der Schnabel ist lang und dolchartig. Weibchen sind vom Männchen durch rötlich-orange Färbung der Unterseite des sonst schwarzen Schnabels unterschieden. Der Eisvogel besitzt kurze, rötlichgefärbte Beine. Der Schwanz ist ausgesprochen kurz. Jungvögel sind matter und grünlicher gefärbt. Oft wird man erst durch den etwas scharfen Ruf („tji") auf einen sitzenden oder fliegenden Vogel aufmerksam.

64.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Eisvögel sind streng territorial; sie verbleiben ganzjährig in ihrem Brutrevier, sofern sie nicht durch externe Faktoren (v.a. Vereisung der Gewässer) zum Ausweichen gezwungen sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).Bei Standvögeln beanspruchen Männchen und Weibchen getrennte Reviere (EASTMAN 1969). Eisvögel sind überwiegend monogam, Bigynie wurde aber nachgewiesen (z.B. HEYN 1963).

Fortpflanzung: Das Gelege wird auf den Boden am ausgeweiteten Ende einer selbst gegrabenen, etwa horizontalen und 50-90 cm tiefen Röhre gelegt; Nistmöglichkeiten bieten in erster Linie Prallhänge an Fließgewässern sowie Steilufer (Abbrüche) an stehenden Gewässern, aber auch Böschungen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Es werden aber auch Materialentnahmestellen, See- und Teichufer, Wegböschungen, Erdlöcher oder Wurzelteller umgestürzter Bäume zur Nestanlage genutzt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, STRAKA 1997). Die Nähe offenen Wassers wird bei entsprechendem Angebot an Brutmöglichkeiten immer bevorzugt, Höhlen können aber auch mehrere 100 m vom nächsten Gewässer entfernt liegen (MORGAN & GLUE 1976, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, ISOTTI & CONSIGLIO 1998). So wurden Bruthöhlen auch in Entfernungen zwischen 800 und 2.000 m vom nächsten Wasser gefunden (vgl. PRIES zit. in KLAFS & STÜBS 1977, MOJŽIŠ 1999).

Nester werden mindestens 50 cm über dem Wasserspiegel oder Böschungsfuß und auch mindestens 50 cm unterhalb der Oberkante des Abbruchs angelegt (MORGAN & GLUE 1977, ISOTTI & CONSIGLIO 1998, EICHELMANN 1990, FRÜHAUF 2002). Insgesamt befinden sich die Nisthöhlen im Mittel in der Hälfte oder im oberen Drittel zwischen Ober- und Unterkante der Böschung, um Verluste durch einerseits Hochwasser und andererseits Prädation zu vermeiden (WESTERMANN & HÖLZINGER 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM 1994, FRÜHAUF 2002). Brutwände mit besetzten Röhren waren in einem Teilgebiet des Nationalparks Donau-Auen im Mittel an der höchsten Stelle 2,5 m hoch, nicht besetzte 1,7 m; die maximale Höhe der durch Erosion entstehenden schrägen Wandbasis war im Mittel bei besetzten Röhren 0,94 m, bei unbesetzten 2,2 m hoch (FRÜHAUF 2002). Das Sediment sollte feinkörnig, aber halbwegs stabil sein, leichtes Graben ermöglichen und wenige unregelmäßig verteilte Materialien aufweisen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Die Gelege bestehen normalerweise aus sechs oder sieben Eiern, viel seltener sind 3-5 oder mehr als sieben Eier (MORGAN & GLUE 1977, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die durchschnittliche Gelegegröße liegt in Großbritannien bei 6,29 (MORGAN & GLUE 1977), im nördlichen Ostdeutschland bei 6,14 (GENTZ 1940) und in der nordwestlichen Schweiz bei 6,65 Eiern (F. GUENAT in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Im letzten Gebiet entfielen von 69 Nestern 24 auf 6er und 45 auf 7er Gelege, die durchschnittliche Gelegegröße war bei Zweit- und Drittbruten größer (F. GUENAT in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Eisvögel brüten ein- bis dreimal jährlich, am häufigsten kommt es zu zwei Bruten; bei Brutverlust können Nachgelege noch in der ersten Hälfte Juli produziert werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In Einzelfällen, z.B. in Baden-Württemberg wurden auch vier Bruten in einer Saison nachgewiesen (ZÖLLNER 1975). Dritt- und Viertbruten sind aber wohl nur bei verschachtelten Bruten möglich (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Nahrung und Nahrungssuche: Eisvögel ernähren sich hauptsächlich von kleinen Süßwasserfischen und im Sommer zusätzlich auch von wasserbewohnenden Insektenlarven; andere Tiergruppen spielen nur eine sehr untergeordnete Rolle (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Bevorzugt werden Fische zwischen 4-7, maximal von 10 cm Länge gefressen (HALLET 1982); frischgeschlüpfte Jungvögel werden mit 1-2 cm großer Beute gefüttert (SVENSSON 1978). Die artliche Zusammensetzung der Fischbeute variiert regional und je nach Angebot, kleine und flachrückige Formen der Flachwasserzonen und Oberflächenschichten überwiegen aber immer. Cypriniden (z.B. Elritzen *Phoxinus phoxinus*, Laube *Alburnus alburnus* und junge Rotaugen *Rutilus rutilus* scheinen meist zu dominieren: In Belgien waren Cypriniden (36,4 %), Stichlinge *Gasterosteus aculeautus* (28,7 %) und Koppen *Cottus gobio* (27,8 %) zur Brutzeit die hauptsächliche Beute; Bachforellen *Salmo trutta fario* kam hingegen mit einem Anteil von nur 4,1 % nur eine untergeordnete Bedeutung zu (DOUCET 1969). Gewölle aus 12 anderen belgischen Nestern enthielten zu 56 % Cypriniden und zu 32,5 % Koppen, hier machten Bachforellen ebenfalls nur einen geringen Teil (2 %) der Nahrung aus (HALLET 1977). Im Taunus/Deutschland ernährte sich ein Eisvogelpaar sogar zu 83,7 % von Cypriniden, Bachforellen und Koppen machten hier nur 8,6 bzw. 4,8 % der Nahrung aus (MARTINI 1981). Außerhalb der Brutzeit wurden in Spanien zu 77,5 % Fische, zu 3,2 % Amphibien (*Rana sp.* und *Anura sp.*), zu 10,5 % Krebse (ausschließlich Dohlenkrebs *Austropotamobius pallipes*) und zu 8,5 % Insekten erbeutet; unter den Fischen dominierten wiederum Cypriniden, in weitaus geringerer Zahl wurden auch Koppen und Bachforellen erbeutet (IRIBARREN & NEVADO 1982). Die Nahrung des Eisvogels setzt sich also nach allen bisherigen Untersuchungen größtenteils aus wirtschaftlich uninteressanten Fischarten zusammen.

Der Eisvogel nimmt seine Beute optisch wahr und erjagt sie stoßtauchend von einer Sitzwarte aus oder im Rüttelflug über Wasserflächen, wenn keine Warten verfügbar sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Ausnahmsweise werden Beutetiere auch im Schwirrflug von der Wasseroberfläche abgesammelt oder im Flug erbeutet (KNIPRATH 1969). Die zur Nahrungssuche genutzten Stellen sollten eine möglichst gute Sicht bieten und eine nur geringe Tiefe aufweisen; sind viele Jungfische an der Wasseroberfläche vorhanden, tritt die Bedeutung der Wassertiefe allerdings in den Hintergrund (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Typischerweise wechseln die Vögel meist ihre Jagdwarte nach einigen Minuten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

64.1.4 Autökologie

Lebensraum: Eisvögel besiedeln klare, langsam fließende oder stehende Gewässer mit einem reichen Angebot an kleinen (bzw. jungen) Fischen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Sie brüten in den Niederungen, im Hügelland und an Mittelgebirgsflüssen; das ökologische Optimum liegt in mäandrierenden Tieflandflüssen. In Österreich werden in naturnahen Auwäldern mit zahlreichen Altarmen und an unverbauten Abschnitten der Voralpenflüsse die höchsten Dichten erreicht; stehende Gewässer werden hingegen nur sehr selten besiedelt. In-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

nerhalb der Alpen bieten nur wenige größere Flüsse lokal geeignete Bedingungen, in Mitteleuropa brütet die Art nur selten höher als 650 m; die dauerhafte Besiedlung von Gebirgsgewässern ist durch hohe Fließgeschwindigkeiten und Fehlen weicher Abbruchkanten zumeist nicht möglich (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

An den Gewässerufern muss ein ausreichendes Angebot an Sitzmöglichkeiten vorhanden sein. In einem dynamischen Nebenarmsystem im Nationalpark Donau-Auen, wurden mittlere Wartenhöhen von 113,6 ± 93.0 cm (5 bis 320 cm) gemessen; der Durchmesser der Warten betrug im Mittel 5,61 ± 8,0 cm (Minimum: 0,7 cm); stärkere Strukturen wie Baumstämme, tote Äste oder Wurzeln wurden schwächeren Zweigen oder Schilfhalmen vorgezogen; dabei spielt die Möglichkeit zu freiem Anflug eine wichtige Rolle, da Äste mit Zweigen gemieden werden und zumeist eine dem freien Ende der Warte nahe Sitzposition bezogen wird; günstige Sitzmöglichkeiten bieten v.a. tote Bäume (z.B. durch Erosion) und Treibholz (FRÜHAUF 2000, 2002). In diesem natürlichen Lebensraum war das Wartenangebot offenbar nicht limitiert mit im Mittel fast 100 potentiellen Warten je 100 m Gewässerabschnitt (Minimum: drei); hier zeigte sich, dass die Raumnutzung nahrungssuchender Eisvögel während der Brutzeit nicht primär durch das Wartenangebot, sondern weitgehend durch eine Bindung an die Nähe der Brutplätze (Steilwände) bestimmt ist, während außerhalb der Brutzeit eine recht gleichmäßige Verteilung festzustellen ist (FRÜHAUF 2002). Das Wasser sollte eine gute Sicht gestatten, das heißt einerseits nicht zu trüb, andererseits aber auch nicht zu stark bewegt sein. Im Nationalpark Donau-Auen unterschieden sich die Sichttiefen unter genutzten Eisvogelwarten – wo zumeist auch der Grund erkennbar war – deutlich von nicht genutzten Stellen (FRÜHAUF 2002). An schnellfließenden Flüssen und Bächen werden nur langsamfließende Abschnitte besiedelt. Zu starke Wassertrübung verhindert bei ansonsten geeigneten Biotopverhältnissen wie z.B. am unteren Inn weitgehend eine Ansiedlung der Art (REICHHOLF 1988).

Nach Daten von KNIPRATH (1969) nimmt der Fangerfolg mit zunehmender Tauchtiefe (max. ca. ein Meter, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994) ab (FRÜHAUF 2002). Im Nationalpark Donau-Auen wurden Warten bevorzugt an seichten Ufern (im Mittel 47,4 cm Tiefe unter der Warte) mit klarer Sicht und meist guter Besonnung bzw. geringem Kronenschluss (im Mittel 28 %) aufgesucht. Die Verteilung solcher für Jungfische günstigen Flachwasserhabitate (z.B. SCHIEMER & SPINDLER 1989) hängt vom jeweiligen Wasserstand ab; die Raumnutzung der Eisvögel in diesem Gebiet korreliert daher mit Gewässerabschnitten mit hohen mittleren Sichttiefen, v.a. aber mit hoher Variabilität der Sichttiefen, weiters mit flacheren Uferprofilen, geringem Kronenschluss und der Diversität von Wartentypen. Diese Merkmale sind wiederum eine Funktion der morphologischen Diversität des Gerinnes (Gerinnebreite, Wassertiefe, Gestalt des Uferprofils) als typische Eigenschaft stark dynamischer Fließgewässer mit stark heterogener Struktur (FRÜHAUF 2002). Für Eisvögel hängt damit in natürlichen bzw. naturnahen Lebensräumen nicht nur die Verfügbarkeit von Nist-, sondern auch von günstigen Nahrungsplätzen in hohem Ausmaß von ungestörten Prozessen der Fließgewässerdynamik ab.

64.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Eisvogel ist durch vergleichsweise hohe Fortpflanzungsraten, die durch regelmäßige Mehrfachbruten in günstigen Jahren erreicht werden, an hohe Verluste in kalten Wintern (und Brutverluste) angepaßt: So wurden z.B. in der Nordwestschweiz in zwei Jahren 11,4 bzw. 7,4 flügge Junge/Paar und Jahr (F. GUENAT IN GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994) und in Mecklenburg/Deutschland 5,6-10,7 (PRIES IN KLAFS & STÜBS 1977) festgestellt. Am Oberrhein/Deutschland ergaben von 209 Bruten 72 % flügge Jungvögel (K. WESTERMANN in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), in Großbritannien flogen aus 62 % der Nester Jungvögel aus (MORGAN & GLUE 1977). Als wichtigste Ursachen für Brutverluste werden Hochwasser, menschliche Störungen und Prädation genannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Charakteristisch für die Art sind hohe Verluste in überdurchschnittlich harten Wintern, wenn Gewässer zufrieren und bis zu 80-95 % einer Brutpopulation nicht überleben; auch weniger harte Winter können Verluste von 20-50 % nach sich ziehen (KNIPRATH 1965). Je nach Höhe der Mortalität dauert der neuerliche Populationsaufbau mehrere Jahre, nach Extremwintern ist der Bestand auch nach 5-7 Jahren noch nicht auf dem früheren Niveau (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Diesjährige Eisvögel unterliegen immer einer hohen Mortalität; so betrug die mittlere Sterblichkeit in Großbritannien 77,8 % (MORGAN & GLUE 1976), in den Niederlanden 85 % und in Mitteleuropa 82 % (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

In Mitteleuropa entfallen in der Regel mindestens sieben Kilometer Flussstrecke auf ein Brutpaar (0,14 Paare/km; höhere Dichten (bis 0,83 Paare/km in sehr guten Jahren) sind etwa aus Osteuropa bekannt, wobei die Bestände starken Schwankungen (Bestandeseinbrüche nach kalten Wintern mit weitgehend vereisten Gewässern) unterworfen sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Siedlungsdichte wird beim Eisvogel nicht direkt vom (üblicherweise beschränkten) Angebot an Nistmöglichkeiten bestimmt, sondern durch das Territorialverhalten begrenzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, FRÜHAUF 2002). Minimale Nestabstände liegen nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994) bei 200 m; in den Donau-Auen wurden sogar nur 140 m festgestellt, die mittleren Nestabstände in einem naturnahen Teilgebiet betrugen 480 m (FRÜHAUF 2002).

Wanderungen: Eisvögel sind Stand-, Strich- und Zugvögel mit abnehmender Wanderneigung von Nord nach Süd und Ost nach West (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). So können Brutvögeln aus der ehemaligen Tschechoslowakei und Nordwestdeutschland bis zu 1.820 km wandern. Auch aus Österreich sind ähnliche weite Zugdistanzen bekannt. So wurde ein in Hohenau/March beringter Jungvogel 1.196 km in südwestlicher Richtung in Palermo/Italien kontrolliert (ABÖ). In Mitteleuropa können sich Männchen auch ganzjährig im Territorium aufhalten, solange die Bedingungen es zulassen. Jungvögel führen dagegen starke Dispersionen durch, da sie von den revierhaltenden Altvögeln vertrieben werden. Auch Weibchen zeigen deutlich größere Tendenzen zu z.T. ausgeprägten Wanderbewegungen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

64.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Eisvogel besiedelt in sieben Unterarten ein sehr weitläufiges Areal im südlichen Eurasien (östlich bis Sachalin und Japan unter Aussparung der innerasiatischen Wüsten- und Halbwüstengebiete), in der orientalischen Region (Vorder- und Hinterindien, China, weite Teile Indonesiens, Philippinen) sowie in Neuguinea und auf den Solomonen-Inseln (FRY et al 1992).

Europa: In Europa ist die Art ein weitverbreiteter Brutvogel und fehlt nur im Norden (Schottland, Teile des europäischen Russlands, Skandinavien mit Ausnahme Südschwedens) und in der Türkei. Der europäische Brutbestand wird auf 50.000-190.000 Brutpaare geschätzt, die größten Populationen finden sich in Russland mit 10.000-100.000 Brutpaaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union beläuft sich auf 22.000-51.500 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestand des Eisvogels in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	300-500	1998-2002
Belgien	250-500	1998
Dänemark	200-300	1993-1996
Finnland	0-20	1990-1995
Frankreich	1.000-10.000	1997
Deutschland	3.500-5.000	1990-1994
Griechenland	100-1.000	-
Italien	4.000-8.000	1988-1997
Luxemburg	50-80	-
Niederlande	125-250	1979
Portugal	1.000-10.000	1989
Spanien	7.800-9.500	-
Schweden	10-270	1990
Vereinigtes Königreich	3.600-6.000	1988-1991

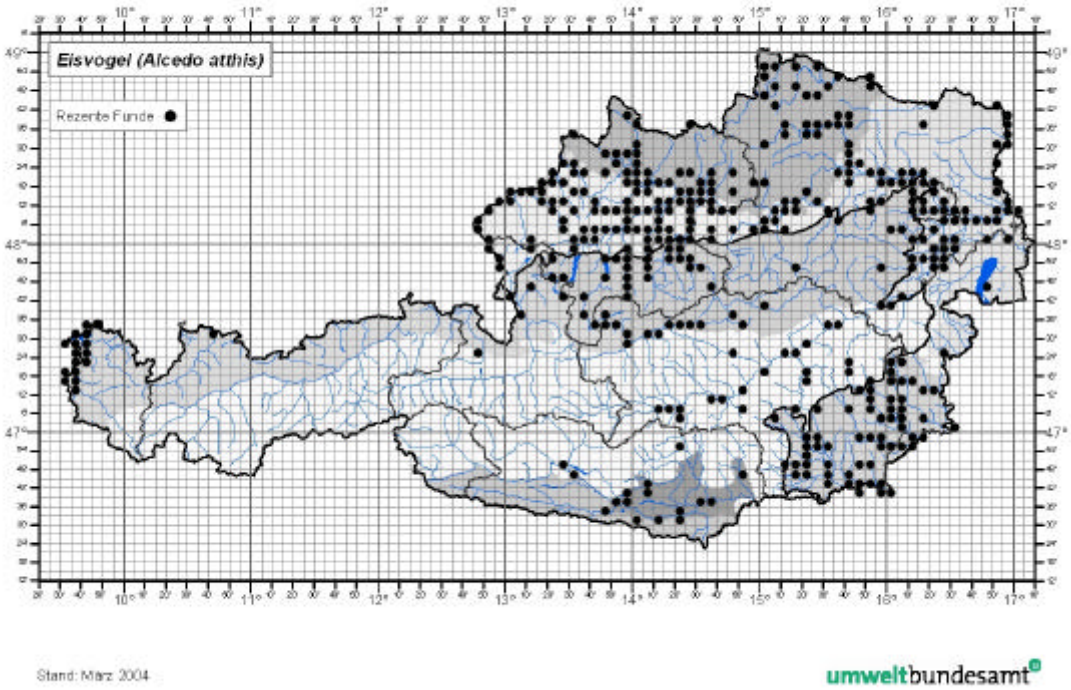
Österreich/Verbreitung: Der Eisvogel brütet in Österreich an den Fließ- und Stillgewässern der Becken-, Hügel- und Mittelgebirgslandschaften (DVORAK et al. 1993). Die dichtesten Vorkommen findet man an den Altarmen und Seitengewässern der größeren Tieflandflüsse Ostösterreichs wie Donau und March und lokal im südoststeirisch-burgenländischen Hügelland. Die Art besiedelt überwiegend Höhenlagen bis 500 m. Höher gelegene Brutplätze wurden in den Hochlagen des Waldviertler Granitplateaus auf 700 m, bei St. Egidi in der Nähe von Murau/Stmk. auf 790 m und bei Bad Mitterndorf/Stmk. auf 820 m Seehöhe entdeckt (DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997). Der höchste Nachweis gelang am Schwarzensee im Toten Gebirge/Stmk in 1.153 m Seehöhe, wobei es sich mit Sicherheit um eine einmalige Ansiedlung handelte (HÖPFLINGER 1958).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Die Art kommt vereinzelt in der Lobau, entlang der Donauinsel und an den Wienerwaldbächen vor (SABATHY 2001, RAAB 2002, DVORAK 2003). *Niederösterreich*: Der Eisvogel brütet verbreitet an den Augewässern von Donau, March und Thaya und erreicht hier mit kleinräumig bis zu 0,6 Brutpaaren/km die höchsten Siedlungsdichten Niederösterreichs (BERG 1997). Im Waldviertel besiedelt die Art vor allem den Kamp sowie vereinzelt auch einige kleinere Bäche und Fischteiche. Im Wienerwald sind Vorkommen am Wienfluss, an der Großer Tulln, der Schwechat, der Triesting und am Mauerbach bekannt (ZUNA-KRATKY & BERG 1995). Im Weinviertel sowie im Marchfeld fehlt die Art mangels geeigneter Biotope. Im südlichen Wiener Becken brütet der Eisvogel vereinzelt an der Piesting und an der Leitha. Größere Bestände beherbergen in Niederösterreich die March/Thaya-Auen mit mindestens 18 Revieren im Jahr 1995 und einem geschätzten Bestand von 20-25 Paaren (ZUNA-KRATKY 1995, ZUNA-KRATKY & FRÜHAUF 1996), die Donauauen unterhalb Wiens mit insgesamt 41 Brutpaaren (davon 38 an Altarmen) im Jahr 1989, bezogen auf eine Gewässerlänge von 136 km ergibt sich hier eine Dichte von 0,3 Paaren/km (EICHELMANN 1990), die Donauauen im Tullner Feld mit mindestens 10-15 Paaren auf 30 Flusskilometern im Jahr 1990 (STRAKA 1990) sowie die untere Pielach mit 12-14 Brutpaaren auf einer Strecke von ca. 25 km (0,48-0,56/km) (SEEHOFER 1995). Weitere Bestandsangaben sind vom mittleren und unteren Kamp mit 7-8 bzw. drei Paaren bekannt (SACHSLEHNER & SCHMALZER 1995a,b). *Bur-*

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

genland: Im Nordburgenland fehlt der Eisvogel als Brutvogel weitgehend, im Südburgenland sind lediglich von Lafnitz, Feistritz und Raab regelmäßige Vorkommen bekannt und möglicherweise brütet die Art auch an der Strem, am Zickenbach sowie an der Pinka. An der unteren Lafnitz brüteten 1986 drei Paare auf einer Strecke von nur vier Kilometern (0,75 Brutpaare/km) (SAMWALD & SAMWALD 1990). *Steiermark*: Die Schwerpunkte der Verbreitung finden sich in der Ost-, und Südsteiermark (SACKL & SAMWALD 1997). So wurden in der Oststeiermark an einem besonders geeigneten Abschnitt der Feistritz drei Paare auf fünf Kilometern (0,6 Brutpaare/km) gezählt (HAAR et al. 1986). In der Weststeiermark kommt die Art in geringeren Dichten vor. Innerhalb der Alpen brütet der Eisvogel vereinzelt an Mur, Mürz und Enns sowie einigen Zubringern. An der unteren Mur wurden auf einer Strecke von 35 Kilometern sechs Paare im Auwald und acht Paare an Fischteichen erfasst (ILZER 1995). *Kärnten*: Die Brutvorkommen konzentrieren sich weitgehend auf die Drau zwischen Villach und Völkermarkt (PETUTSCHNIG & STREITMAIER 2001). Die Siedlungsdichte liegt in diesem Bereich bei 0,12 Brutpaaren/km. Weitere regelmäßig besetzten Vorkommen gibt es an der Gurk, Gail und Lavant. *Oberösterreich:* Eisvögel brüten lokal an geeigneten Gewässerabschnitten und Altarmen größerer Flüsse und Bäche. Vorkommen sind z. B. von Enns, Steyr, Alm, Traun, Ager, Salzach, Donau und Inn bekannt, auch einige kleinere Bäche und Flüsse im östlichen Innviertel sind von der Art besiedelt. Bestandsangaben sind nur wenige bekannt, so z. B. vier Brutpaare auf 15 Flusskilometern an der Salzach (LIEB & WERNER 1995) oder 1-2 Brutpaare an der unteren Traun (SCHUSTER 1995). *Salzburg*: Die sicher nachgewiesenen Brutvorkommen der letzten drei Jahrzehnte beschränken sich auf den Flach- und Tennengau (SINN 1989), einigermaßen regelmäßig dürfte die Art derzeit nur mehr in den Auen der unteren Salzach in 1-2 Paaren brüten (MORITZ & WINDING 1994). *Tirol*: In Tirol brütete der Eisvogel in den letzten Jahren nur punktuell und wahrscheinlich auch unregelmäßig (LANDMANN & LENTNER 2001). *Vorarlberg*: 9-15 Brutpaare Die Art wurde erstmals 1972 bei Höchst (2 Bruten) als Brutvogel nachgewiesen (BLUM 1977), weitere Nachweise gelangen Ende der 1980er Jahre ebenfalls im Bodenseegebiet. In den 1990er Jahren wurden zumindest 12 Brutnachweise bekannt: u.a. Bodenseeufer bei Hard, Bregenzer Achmündung, Alter Rhein bei Höchst und Altach, Ziegelteich Götzis, am Unterlauf der Leiblach und am Sägenbach in Satteins (KILZER et al. 2002). Eine Ausbreitungstendenz ausgehend vom Brutgebiet im Rheinmündungsgebiet und der Bregenzerach wird vermutet (KILZER et al. 2002).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



64.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: VU (vulnerable/gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Der Bestand hat sich nach starken, durch Regulierungen verursachten Rückgängen stabilisiert, dies aber auf niedrigen Niveau (FRÜHAUF 2005). Der Grund für die derzeit stabilen Verhältnisse sind in der Unterschutzstellung der wichtigsten Brutgebiete, in der Verbesserung der Wasserqualität an den Flüssen und in lokalen Renaturierungsmaßnahmen zu sehen.

Gefährdungsursachen: Der wichtigste Gefährdungsfaktor ist in Österreich die Zerstörung und Beeinträchtigung geeigneter Habitate durch wasserbauliche Maßnahmen (Bach- und Flussverbauungen, Regulierungen, Flusskraftwerke). Wie WESTERMANN & HÖLZINGER (1987) anhand eines Beispiels aus den Jahren 1980-1983 aus Baden-Württemberg dokumentiert, können Eisvogel-Populationen durch wasserbauliche Maßnahmen geeignete Brutmöglichkeiten innerhalb weniger Jahre in einem Ausmaß verlieren, die einen lokalen Bestand zum vollständigen Erlöschen bringen. Auch in unregulierten Abschnitten ist mit negativen Auswirkungen der energiewirtschaftlichen Nutzung der Fließgewässer zu rechnen, da Hochwasserereignisse abnehmen. So verlieren selbst Niststandorte in bestehenden Abbruchwänden bei fehlender Dynamik (ungestörte Hochwasserereignisse) in kurzer Zeit ihre Eignung durch Erosion (letztere kann die Brutverluste vermehren, da Brutröhren für grabende Nesträuber meist über einen schrägen, erodierten Wandfuß besser zugänglich werden) und Überwachsen (z.B. EICHELMANN 1990, FRÜHAUF 2002). Langfristige Rückgänge wurden in vielen Ländern auch mit der zunehmenden Gewässerverunreinigung in Verbindung gebracht, in England und Wales konnte dieser Zusammenhang auch klar nachgewiesen werden (TUCKER & HEATH 1994).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Störungen an Brutplätzen durch Freizeitaktivitäten wie Angelbetrieb, Bootsfahren oder Tierphotographen können zur Aufgabe von Bruten führen (BERG 1997, KILZER et al. 2002).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Vorrangig ist die Sicherung der noch vorhandenen Eisvogel-Brutgebiete, die zumindest einen Verzicht auf „harte" wasserbauliche Maßnahmen und weiteren Ausbau der energiewirtschaftlichen Nutzung in diesen Bereichen beinhalten muss, sodass die ursprüngliche oder noch vorhandene Flussdynamik erhalten bleibt. In besonders dicht besiedelten Flussabschnitten (z.B. an der Pielach) sind Schutzgebiete einzurichten, die einerseits die Struktur des Lebensraumes erhalten und andererseits auch Schutz vor menschlichen Störungen bieten (vgl. WESTERMANN & HÖLZINGER, BERG 1997, SACKL & SAMWALD 1997). Bereits ausgebaute Fließgewässer, insbesondere Tieflandflüsse und Unterläufe, sollten renaturiert werden oder zumindest streckenweise wieder naturnah mit Steilwänden, Biegungen, geschützten, sonnigen Buchten und Flachwasserzonen, Inseln und Seitenarmen gestaltet werden. Augenmerk ist auch auf fischökologische Aspekte (Durchgängigkeit der Gewässerzüge, Laich- und Jungfischhabitate) zu legen. Für die Revitalisierung kommt großzügigen Gewässervernetzungsmaßnahmen an größeren Tieflandflüssen wie der Donau und der March besondere Bedeutung zu. Im Gefolge der verbesserten Anbindung von Nebenarmen an den Hauptstrom im Nationalpark Donau-Auen (im Rahmen eines EU-kofinanzierten LIFE-Projekts) legten Eisvögel noch im selben Jahr in neu entstandenen Abbruchwänden Nester in bis dahin unbesiedelten Gewässerabschnitten an (FRÜHAUF 2002). Da für den Eisvogel geeignete Gewässerabschnitte fast immer auch gefährdete Vertreter anderer Tiergruppen (z.B. Libellen *Odonata* und Fische) sowie fließgewässerbewohnender Vogelarten beherbergen, kommt derartigen Maßnahmen hohe Bedeutung und Dringlichkeit, aber auch hohe Effizienz zu.

64.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Eisvogels weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

64.1.9 Kartierung

Die Brutzeit von Eisvögeln erstreckt sich über 6-7 Monate (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die günstige Periode zum Kartieren erstreckt sich von Ende März bis Ende Mai. Mehrere Durchgänge sind notwendig, um den Bestand zu erfassen. Einerseits sollten die Sichtbeobachtungen und andererseits geeignete Brutmöglichkeiten kartiert und auf vorhandene Höhlen untersucht werden. Gut geeignet sind neben dem Abgehen der Gewässer auch Erfassungen von einem Boot aus (EICHELMANN 1990, FRÜHAUF 2000, 2002). Wichtig sind Aussagen zum Bruterfolg, um den Zustand einer Population beurteilen können.

64.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der hohen Fluktuation der Bestandszahlen zwischen den Jahren sind Angaben zu Bestandstrends nur bedingt möglich. Wichtig wäre dementsprechend ein Monitoring des Bestands und dessen Entwicklung zumindest an den wichtigsten Gewässern. Studien zu Populationsdynamik und -ökologie und zu Habitatanforderungen sind noch notwendig, insbesondere zu den noch nicht klaren Beziehungen zwischen Nahrungsangebot (Jung- und Kleinfische) sowie den für Nahrungssuche (Wartenangebot, Gewässermorphologie usw.) und Fortpflanzung (Nistplätze) wichtigen Habitatstrukturen.

64.1.11 Literatur

BERG, H.-M. (1997): Vögel (Aves). Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung/Abt. Naturschutz, St. Pölten. 184 pp.

BLUM, V. (1977): Die Vögel des Vorarlberger Rheindeltas. Orn. Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz. 64 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

DOUCET, J. (1969): Coup d´oeil sur le regime alimentaire du Martin-Pecheur (*Alcedo atthis*). Aves 6: 90-99.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

EASTMAN, R. (1969): The Kingfisher. Collins, London. 159 pp.

EICHELMANN, U. (1990): Die Verbreitung von Steilwand-, Kies- und Röhrichtbrütern in den Donau-Auen östlich von Wien und deren Abhängigkeit von der Hochwasserdynamik. Nationalparkplanung Donauauen, Wien. 100 pp.

FRÜHAUF, J. (2000): Habitatnutzung beim Eisvogel (*Alcedo atthis*) in den Donauauen bei Orth. Im Auftr. d. Nationalpark Donau-Auen GmbH. Bericht zum LIFE-Projekt „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen". BirdLife Österreich. Wien. 48 pp.

FRÜHAUF, J. (2002): Beweissicherung Eisvogel. Brutbestand und Habitatnutzung beim Eisvogel in den Donauauen bei Orth. LIFE-Projekt LIFE98NAT/A/005422. Im Auftr. d. Nationalpark Donau-Auen GmbH. BirdLife Österreich. Wien. 33 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

FRY, C. H.; FRY, K. & HARRIS, A. (1992): Kingfishers, Bee-eaters & Rollers. Christopher Helm, London. 324 pp.

GENTZ, K. (1940): Ein Beitrag zur Fortpflanzungsbiologie des Eisvogels. Mitt. Ver. sächs. Orn. 6: 89-108.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

HAAR, H.; SACKL, P.; SAMWALD, F. & SAMWALD, O. (1986): Die Vogelwelt des Bezirks Fürstenfeld. Eine Artenliste mit Anmerkungen zum aktuellen Stand der Brutvogelfauna (Aves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 37: 1-44.

HALLET, C. (1977): Contribution a l´étude du regime alimentaire du Martin-Pecheur (*Alcedo atthis*) dans la Vallee de la Lesse. Aves 14: 128-144.

HALLET, C. (1982): Etude du comportement de predation du Martin- Pecheur *Alcedo atthis* (L.): Taille preferentielle de capture du Chabot *Cottus gobio* L. et de la Truite *Salmo trutta* L. Rev. Ecol. (Terre Vie) 36: 211-222.

HEYN, D. (1963): Über die Brutbiologie des Eisvogels. Falke 10: 153-158.

HÖPFLINGER, F. (1958): Die Vögel des steirischen Ennstales und seiner Bergwelt. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 88: 136-169.

ILZER, W. (1995): Unteres Murtal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 350-357.

IRIBARREN, I.B. & NEVADO, L.D. (1982): Contribution a l´étude du regime alimentaire du Martin-Pecheur (*Alcedo atthis* L. 1758). Alauda 2: 81-91.

ISOTTI, R. & CONSIGLIO, C. (1998): Characteristics of Kingfisher's, *Alcedo atthis*, nesting site. Riv. Ital. Orn. 68: 57-62.

KLAFS, G. & STÜBS, J. (1977): Die Vogelwelt Mecklenburgs. Gustav Fischer Verlag, Jena.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KNIPRATH, E. (1965): Eisvogelverluste in strengen Wintern. J. Orn. 106: 340-346.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

KNIPRATH, E. (1969): Nahrung und Nahrungserwerb des Eisvogels, *Alcedo atthis*. Vogelwelt 90: 81-97.

LANDMANN, A; & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LIEB, K. & WERNER, S. (1995): Salzachtal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 300-309.

MOJŽIŠ, M. (1999): Interesting breeding attempt of Kingfisher (*Alcedo atthis*) in the Lucenec Basin Middle Slovakia). Tichodroma 12: 116-117 (in slowakisch mit englischer Zusammenfassung).

MARTINI, E. (1981): Nahrungsanalyse beim Eisvogel (*Alcedo atthis*). Vogel und Umwelt 1: 247-250.

MORGAN, R. & GLUE, D. (1976): Breeding, Mortality and Movements of Kingfishers. Bird Study 23: 15-24.

MORITZ, U. & WINDING, N. (1994): Die Vogelfauna der Salzburger Salzachauen. Salzburger Vogelkundl. Ber. 6: 2-62.

PETUTSCHNIG, W. & STREITMAIER, D. (2001): Der Eisvogel (*Alcedo atthis ispida* L.) in Kärnten. Carinthia II 111: 57-72.

RAAB, R. (2002): Brutvogelkartierung auf der Donauinsel. Kartierung und Bewertung ausgewählter Vogelarten auf der Donauinsel im Jahr 2002. Endbericht 2002. Im Auftr. d. MA 45 d. Stadt Wien. Deutsch Wagram. 82 pp.

REICHHOLF, J. (1988) Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. Egretta 31: 98-105.

SABATHY, E. (2001): Verbreitung und Bestand der Brutvögel an den Gewässern in Wien 1995-1999. Egretta 44: 89-138.

SACHSLEHNER, L. & SCHMALZER, A. (1995a): Mittleres Kamptal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 202-211 pp.

SACHSLEHNER, L. & SCHMALZER, A. (1995b): Unteres Kamptal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 212-218.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1990): Die Vogelwelt der Bezirke Güssing und Jennerdorf. Natur u. Umwelt Burgenland, Sonderheft 1990/1: 1-39.

SCHIEMER, F. & T. SPINDLER (1989): Endangered fish species of the Danube River in Austria. Reg. Riv. Res. & Mgmt. 4: 397-407.

SCHUSTER, A. (1995): Untere Traun. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 284-293.

SEEHOFER, H. (1995): Die Avifauna am Unterlauf der Pielach. In: Faunistische Grundlagen für ein gewässerökologisches Leitbild der Pielach. WWF-Forschungsbericht 13/1995. Forschungsinstitut WWF.

SINN, E. (1989): Die Verbreitung des Eisvogels *Alcedo atthis* im Land Salzburg. Vogelkundl. Ber. Inf. Salzburg 113:3-11.

STRAKA, U. (1990): Bemerkenswerte ornithologische Beobachtungen in den Donauauen des Tullner Feldes im Frühjahr 1990. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 1/3: 6-7.

STRAKA, U. (1997): Wurzelteller als Nistplatz des Eisvogels (*Alcedo atthis*) in den Donauauen im Tullner Feld (Niederösterreich). Egretta 40: 149-150.

SVENSSON, S. (1978): [Biology and occurrence of the kingfisher at Klippan, province of Skåne]. Vår Vågelfärld 37: 97-112. (schwedisch mit engl. Zusammenfassung).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

WESTERMANN, K. & HÖLZINGER, J. (1987): Eisvogel – *Alcedo atthis*. In: HÖLZINGER, J.: Die Vögel Baden-Württembergs – Gefährdung und Schutz. Teil 2, Artenschutzprogramm. Baden-Württemberg. Avifauna Baden-Württ., Karlsruhe: 1114-1122.

ZÖLLER, W. (1975): Versuche zur Ansiedlung und Beobachtungen zur Brutbiologie des Eisvogels *Alcedo atthis*. Anz. orn. Ges. Bayern 14: 196-205.

ZUNA-KRATKY, T. (1995): March/Thaya-Auen. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien: 93-102.

ZUNA-KRATKY, T. & BERG, H.-M. (1995): Wienerwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 127-133.

ZUNA-KRATKY, T. & FRÜHAUF, J. (1996): Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1995. Ramsar-Gebietsbetreuung March/Thaya-Auen. Distelverein. Orth/Donau. 48 pp.

64.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Eisvogel wird für mindestens 40 Natura 2000-Gebiete als Brutvogel angegeben (Standarddatenbögen). Es existieren erprobte Methoden zur Bestandserfassung, die Einstufung des Erhaltungszustandes basiert daher vorwiegend auf Populationsindikatoren. Da die Art große Raumansprüche hat und großflächig nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, beherbergen nur sehr wenige SPAs mehr als ein geschlossenes Vorkommen. Ein weiterer wichtiger Habitatparameter ist ein ausreichendes Angebot an Flachwasserflächen und Warten. Dazu gibt es aber keine verwertbaren Angaben in der Literatur.

64.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

64.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Dichte der potentiellen Brutwände[43]	Anzahl Brutwände/Flusskilometer > 0,6	Anzahl Brutwände/Flusskilometer 0,14-0,6	Anzahl Brutwände/Flusskilometer < 0,14
Flaches Uferprofil bei Mittelwasser (Neigung <20°)[44]	Anteil der Uferlinie mit flachem Uferprofil >40 %	Anteil der Uferlinie mit flachem Uferprofil 10-40 %	Anteil der Uferlinie mit flachem Uferprofil <10 %
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Siedlungsdichte[45]	Siedlungsdichte (Reviere/Flusskilometer) > 0,3	Siedlungsdichte (Reviere/Flusskilometer) 0,14-0,3[46]	Siedlungsdichte (Reviere/Flusskilometer) < 0,14[47]
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Ge-	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Ge-

[43] Brutwände sollten mindestens 100 cm hoch sein, um vor Hochwasser und Feinden geschützt zu sein (MORGAN & GLUE 1976, EICHELMANN 1990, FRÜHAUF 2000). EICHELMANN (1990) fand 80 Steilwände auf 136 Flusskilometern (ca. 0,6 Wände/Flusskilometer).

[44] FRÜHAUF 2002: mittlerer Anteil flaches Uferprofil in einem Teilgebiet des Nationalparks Donauauen bei 44%.

[45] GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994)

[46] EICHELMANN (1990): 0,3 Reviere/Flusskilometer für Donau-Auen

[47] MORGAN & GLUE (1976)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

	biets um mehr als 20 % zu	stabil oder fluktuiert (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	biets um mehr als 20 % ab

64.3 Bewertungsanleitung

64.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

64.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mindestens drei Indikatoren „A“, keiner der Indikatoren „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mindestens zwei Indikatoren „C“, die zwei anderen nicht höher als „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

65 A231 *CORACIAS GARRULUS*

65.1 Schutzobjektsteckbrief

65.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Blauracke

Englisch: Roller, Französisch: Rollier d´Europe, Italienisch: Ghiandaia marina, Spanisch: Carraca común

65.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Coraciiformes – Rackenvögel, Familie Coraciidae – Racken

Merkmale: Dohlengroß, kräftig gebaut, Kopf, Brust, Bauch und Oberflügeldecken türkisblau gefärbt, Arm- und Handschwingen überwiegend schwarz, rötlicher Mantel. Kräftiger Schwarzer Schnabel. Im Flug fällt besonders der Kontrast zwischen den schwarzen Schwungfedern und den blauen Flügeldecken auf. Beim Jungvogel ist das Blau des Gefieders matter und mehr ins grünlichgraue gehend, die Oberseite ist eher matter braun. Aufgrund dieser Merkmale kann die Blauracke in Mitteleuropa mit keiner anderen Art verwechselt werden.

65.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Blauracken-Paare besetzen zur Brutzeit Reviere und verteidigen einen Bereich von rund 50 Metern um den Nestbaum. Ein Brüten in kleinen Gruppen wurde des öfteren beschrieben. So stellte BOHUŠ (2002) minimale Abstände zwischen zwei besetzten Bruthöhlen von 19 Metern, und in einem anderen Fall sogar drei besetzte Höhlen im Abstand von sechs und 13 Metern fest. Derartige Konzentrationen könnten auf eine ungleichmäßige Verteilung des Höhlenangebots zurückzuführen sein. In den Jagdgebieten gibt es keine Hinweise auf Territorialverhalten, doch halten einzelne Vögel in allgemeinen Abstände von mindestens 50-100 Metern ein. Während des Zuges bleiben die Blauracken einzeln oder wandern bestenfalls in kleinen Trupps. Auch im Winterquartier gibt es keine Anzeichen für Revierverhalten (weder gegenüber Artgenossen noch gegenüber afrikanischen Rackenarten), doch halten die Vögel auch hier Individualabstände von 100-200 Metern ein. An Stellen mit überreichem und leicht zugänglichem Nahrungsangebot kann es hingegen sowohl am Zug als auch im Winterquartier zu größeren Ansammlungen kommen, in afrikanischen Savannen wurden sogar Konzentrationen von mehreren Tausend Exemplaren beobachtet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985).

Fortpflanzung: Blauracken leben monogam und kommen bereits verpaart im Brutgebiet an. Die Paarbindung hält nur über eine Brutsaison hinweg. Die Ankunft im Brutgebiet fällt in der Steiermark auf die letzte April- und erste Maidekade. Der Legebeginn fällt in Mitteleuropa auf Mitte Mai, die Hauptlegephase ist Ende Mai/Anfang Juni. In der Südoststeiermark lag der früheste Brutbeginn am 8. Mai, die späteste Brut wurde am 3. Juni begonnen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, SAMWALD & SAMWALD 1989). In Mittel- und Osteuropa brütet die Blauracke fast ausschließlich in Baumhöhlen, im Süden des Verbreitungsgebiets sind Bruten in Fels- und Mauerlöchern oder selbstgegrabenen Höhlen in Sand-, Löß- und Lehmwänden häufig. Die häufigsten Brutbäume sind in Mitteleuropa Eichen und Kiefern, es werden aber je nach Angebot auch andere höhere Baumarten genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Im steirischen Brutgebiet brüteten die Vögel zu 42,9 % in Eichen und Hainbuchen und zu 32 % in Obstbäumen (Birne, Kirsche und Apfel), weiters wurden Weide, Linde, Zitterpappel, Walnuss und Esche genutzt (SAMWALD & SAMWALD 1989). In Polen lagen im Gegensatz da-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

zu die meisten Nester (99) in Kiefern (57,7 %) und Weiden (19,2 %) (SOSNOWSKI & CHMIELEWSKI 1996). In der Südslowakei wiederum wurden ausschließlich Weißpappeln als Brutbäume genutzt, die in diesem Gebiet auch die vorherrschende Baumart waren (BOHUŠ 2002). Blauracken legen zumeist 3-5, seltener auch sechs Eier. In Zentralpolen waren Dreier- und Vierergelege bei weitem am häufigsten, die durchschnittliche Gelegegröße für 29 Bruten lag hier bei 3,6 ((SOSNOWSKI & CHMIELEWSKI 1996). In Spanien wurden hingegen häufiger höhere Eizahlen festgestellt, die durchschnittliche Gelegegröße für 147 Bruten schwankte hier (für verschiedene Lebensräume) zwischen 4,2 und 5,2 (AVILÉS et al. 2000). Es wird nur eine Jahresbrut durchgeführt, bei Gelegeverlusten wird ein Nachgelege produziert; Nachgelege bestanden in Polen in allen vier nachgewiesenen Fällen nur aus zwei Eiern (SOSNOWSKI & CHMIELEWSKI 1996). Die Brutdauer liegt bei 17-20 Tagen, die Jungvögel fliegen nach 26-28 Tagen aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). In der Oststeiermark verlassen bei 61,1 % aller Bruten die Jungvögel in der ersten Juli-Dekade das Nest, das früheste Ausfliege-Datum war der 24. Juni (SAMWALD & SAMWALD 1989). Die Blauracke brütet vermutlich erst im zweiten Lebensjahr (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung der Blauracke besteht vorwiegend aus mittelgroßen und großen Insekten. Die bevorzugten Gruppen sind Käfer und Heuschrecken, je nach Angebot werden auch terrestrische Wanzen und in geringen Mengen auch andere Insektengruppen genommen, gelegentlich finden sich auch andere Arthropoden wie Springspinnen, Skorpione und Tausendfüßler in der Nahrung. An anderen Tiergruppen treten Regenwürmer, Mollusken und regelmäßig auch einzelne kleine Wirbeltiere (kleine Frösche, Eidechsen, Kleinsäuger) in der Nahrung auf. Die Mehrzahl der Beutetiere ist zwischen einem und drei Zentimetern groß. Im allgemeinen spiegeln Beutetierlisten die Blauracke überall das quantitative Angebot an Großinsekten wieder, dabei herrschen im Norden des Verbreitungsgebiets eher Käfer vor, im Süden der Areals dominieren Orthopteren (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985). In Zentral-Polen bestand die Insektenbeute ausschließlich aus Käfern (72,1 % aller Individuen) und Heuschrecken mit (26,2 %), daneben wurden auch einzelne Frösche, Eidechsen und jeweils eine Ringelnatter und Spitzmaus gefunden (SOSNOWSKI & CHMIELEWSKI 1996). Deutlich unterschiedlich war die Beutetierliste für Jungvögel aus Spanien: Heuschrecken machten hier 51,4 % aller verfütterten Beutetiere aus, gefolgt von Spinnen mit 32,4 %; die mittlere Größe der Heuschrecken lag bei 2,9 cm, diejenige der Spinnen bei 22,5 cm (AVILÉS & PAREJO 1997).

Die Blauracke jagt im Ansitz von Warten aus. Genutzt werden dürre oder wenig beblätterte Äste und Zweige, Pfähle und wenn vorhanden sehr oft Leitungsdrähte. Die Höhe der Warte über dem Boden liegt zwischen einem und 10 Metern.

65.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Blauracke besiedelt in Mittel- und Osteuropa die tieferen Lagen und brütet hier einerseits in lichten Wäldern, andererseits in Baumbeständen im Agrarland. Sie ist vor allem in älteren Eichenwäldern mit einem hohen Höhlenangebot zu finden aber auch in Kiefernwäldern, die durch Sand-, Heide-, Schlag- oder Weideflächen gegliedert sind. Im Kulturland besiedelt die Art Waldränder, Feldgehölze und alte Parkanlagen, sowie Alleen und Baumreihen in Weide-, Grün- oder nicht zu intensiv bewirtschaftetem Ackerland. Im Mittelmeergebiet bewohnt die Blauracke Waldinseln und Baumreihen an größeren Fliessgewässern, kommt aber auch in weitgehend oder ganz baumlosem Gelände vor. Hier sollten zumindest einzelne Baumgruppen oder Einzelbäume, Sand-, Lehm- oder Lößwände an Flussufern und löchrige Felswände oder auch Mauern die erforderlichen Nistmöglichkeiten bieten. Im Winterquartier ist die Blauracke in offenen Trockenlandschaften, vor allem in der Dornbusch- und der südlichen Akaziensavanne zu finden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). In Zentral-Spanien bevorzugte die Art diejenigen Lebensräume, die einerseits das größte Angebot an geeigneter Insektenbeute, andererseits ältere Bäume aufwiesen; es waren dies zweijährige Brachen mit Be-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ständen von Steineichen (AVILÉS & COSTILLO 1998). Das österreichische Vorkommen in der Südoststeiermark liegt in den Talböden des Alpenvorlandes, die als Grünland und zum Ackerbau genutzt werden. Wichtig ist das Vorhandensein eines guten Angebots an Warten (Einzelbäume, Hecken, Leitungen) und von älteren Baumbeständen (Baumreihen an Bachufern, kleine Laubmischwälder) mit einem guten Angebot an Bruthöhlen (SACKL & SAMWALD 1997). In der Südslowakei besiedelt eine Restpopulation ein grünlandreiches (ca. ein Drittel der Fläche), kleinparzelliges Agrargebiet mit zahlreichen Einzelbäumen und Baumreihen (BOHUŠ 2002).

65.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Langzeitstudien zur Populationsdynamik der Art wurden bislang noch nicht durchgeführt, doch liegen aus verschiedenen Teilen des Verbreitungsgebiets (auch aus Österreich) Daten zum Bruterfolg vor. In Südwestspanien lag der Bruterfolg bei 147 beobachteten Nestern für sieben verschiedene Habitate im Mittel zwischen 3,2 und 4,1 ausgeflogenen Jungvögel pro Brut. Der Bruterfolg war hier im buschbestandenen Kulturland und in bewässerten, intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen (v.a. Reisfeldern) am höchsten (AVILÉS et al. 2000). Sehr viel geringer fiel der Bruterfolg einer Population in Polen aus: Bei 44 Bruten aus den Jahren 1962-1993 flogen im Mittel 1,5 Jungvögel/Brutpaar aus (SOSNOWSKI & CHMIELEWSKI 1996). In der ehemaligen DDR, wo die Blauracke Anfang der 1990er Jahre als Brutvogel verschwunden ist (ROBEL 1991), sank der Bruterfolg in den Jahren der beständigen Abnahme von 2,6 Jungvögeln/Brut im Jahr 1961 auf 1,5 Jungvögel/Brut im Jahr 1974 (CREUTZ 1979). In der Südoststeiermark flogen im Mittel der Jahre 1973 bis 1989 2,3 Jungvögel/Brut aus (SAMWALD & SAMWALD 1989).

Die Blauracke ist eine sehr ortstreue Art und besetzt geeignete Reviere alljährlich (CRAMP & SIMMONS 1985, SAMWALD & SAMWALD 1989).

Wanderungen: Die Blauracke ist in allen Teilen ihres Brutgebiets Weitstreckenzieher. Das Winterquartier der Brutvögel Europas liegt im tropischen Afrika südlich der Sahara und konzentriert sich auf die Dornbusch- und Akaziensavannen Ostafrikas. In stark abnehmender Zahl überwintert die Art auch in Zentral- und in Westafrika. Nach Süden hin reicht das regelmäßig genutzte Überwinterungsgebiet nach Zimbabwe, Moçambique und ins nördliche Südafrika. Das Mittelmeer und die Sahara werden zumindest am Wegzug offenbar in großen Etappen gequert, mittel- und osteuropäische Vögel nehmen nach Ringfunden zu schließen einen Zugweg über den östlichen Mittelmeerraum. Der Wegzug aus den Brutgebieten beginnt Anfang August und ist Ende September weitgehend abgeschlossen. Im Nordsudan fällt die Durchzugperiode auf Anfang September bis Ende Oktober, weiter südlich in Kenia treffen die Vögel Ende Oktober/Anfang November ein. Der Abzug aus den Winterquartieren finden hauptsächlich im März statt, Hauptzugzeit in Ägypten ist die erste Aprilhälfte. In Südeuropa beginnt der Zug (und die Ankunft an den Brutplätzen) Mitte April ein und dauert teils bis Mitte Juni (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, CRAMP & SIMMONS 1985).

65.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Die Blauracke ist über die mediterrane, gemäßigte und Steppenzone der westlichen Paläarktis verbreitet, die Nominatform brütet von der Iberischen Halbinsel und Nordafrika im Westen bis in den nordwestlichen Iran und ins südwestliche Sibirien. Die südlich anschließende Unterart *semenowi* brütet vom nördlichen Turkmenistan bis nach Kaschmir.

Europa: Die Blauracke brütet derzeit in Europa (inklusive der Türkei) in 23 Staaten. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne Russland) auf 19.000-80.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen (außer Russland) Spanien mit 4.000-10.000, Rumänien mit 2.000-4.000, die Ukraine mit 3.000-3.500, Bulgarien mit 1.000-5.000 sowie die Türkei mit 5.000-50.0000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 5.100-13.700 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände der Blauracke in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

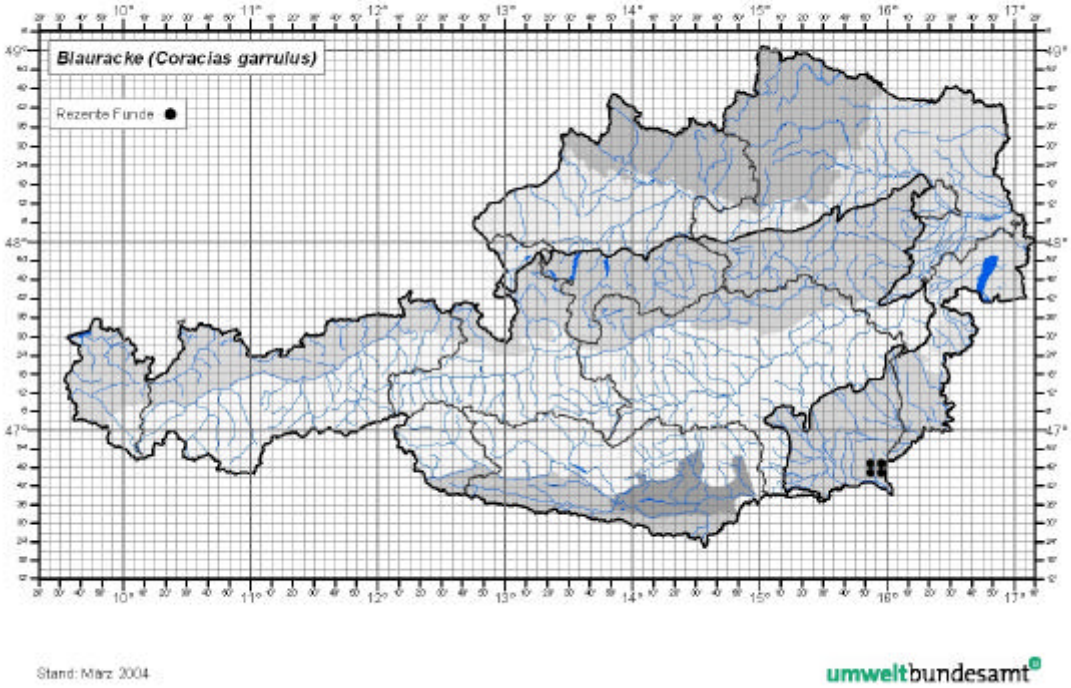
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	7-13	1998-2002
Frankreich	10-50	1996
Griechenland	400	1997
Italien	300-500	1988-1997
Portugal	100-1.000	1991
Spanien	4.000-10.000	

Österreich/Verbreitung: Das einzige noch regelmäßig besetzte Brutgebiet Österreichs liegt im Südosten der Steiermark. Es ist ein Relikt einer ehemals sehr viel weiteren Verbreitung in Österreich.

Österreich/Brutvorkommen: *Steiermark:* Das Vorkommen der Art beschränkt sich seit Ende der 1980er Jahre auf eine kleines Restareal in den Bezirken Radkersburg und Feldbach. Der Bestand lag hier in den Jahren 2001-2003 bei 7-10 Paaren (P. SACKL mündl. Mitt.), 1998 waren es 11-12 (O. SAMWALD ABÖ), 1999 11-13 Paare (O. SAMWALD, R. FRANZ ABÖ).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland* Bis in die 1970er Jahre brütete die Blauracke lokal im mittleren und südlichen Burgenland, am Ostabhang des Leithagebirges, auf der Parndorfer Platte und im Leithagebirge. Alle diese Vorkommen sind spätestens Mitte der 1970er Jahre erloschen (DVORAK et al. 1993). *Niederösterreich*: Die Art war zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch Brutvogel im Donautal westlich bis Krems und im Wiener Becken (DVORAK et al. 1993). Die ehemalige Verbreitung der Blauracke außerhalb dieser Gebiete wurde bislang nicht dokumentiert, doch war sie z.B. auch im March-Thayatal südlich bis zur Donau ein verbreiteter Brutvogel (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Der letzte bekannte Brutplatz Niederösterreichs befand sich im Schlosspark Bruck an der Leitha, er war vermutlich bis in die 1970er Jahre hinein besetzt (PETER 1985). *Steiermark*: Noch in den 1950er Jahren war die Blauracke flächendeckend im Alpenvorland der östlichen und südlichen Steiermark verbreitet. Dieses Aral wurde in den darauffolgenden Jahrzehnten sukzessive geräumt; ab Ende der 1980er Jahre beschränkt sich das Brutgebiet nur mehr auf das heute noch bestehende Vorkommen (SAMWALD & SAMWALD 1989). *Kärnten*: Ein kleines Vorkommen von maximal 2-3 Dutzend Paaren bestand bis in die 1960er Jahre hinein in Kärnten, vor allem im Klagenfurter Becken (WRUSS 1986), die letzte bekannte Brut wurde 1971 gefunden (DVORAK et al. 1993). *Tirol*: Ein Vorkommen unbekannter Größe bestand in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts im Lienzer Becken (KÜHTREIBER 1952).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



65.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2/declining, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Mit dem drastischen Arealverlust im Verlauf des 20. Jahrhunderts muss eine ebenso dramatische Bestandsabnahme einhergegangen sein. Genauer dokumentiert ist dieser Rückgang durch die Arbeiten von SCHÖNBECK (1960/61), SAMWALD (1979 & 1981), SAMWALD & SAMWALD (1989) und SAMWALD (1996) für die Steiermark: 1951 lag der Brutbestand noch bei rund 280 Paaren und fiel bis 1967 auf rund 200 Paare. In den 1970er und frühen 1980er Jahren kam es dann zu einem regelrechten Zusammenbruch mit rund 150 Paaren 1971, 109 Paaren 1977, 43 Paaren 1981 und 18 Paaren 1985. 1989 waren insgesamt noch 10 Reviere besetzt, seitdem ist dieses Kleinvorkommen in etwa derselben Höhe konstant geblieben (SAMWALD & SAMWALD 1989 und SAMWALD 1996).

Gefährdungsursachen: Die Entwicklung des europäischen Brutareals im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts zeigt deutliche Zusammenhänge mit klimatischen Veränderungen, insbesondere der Tendenz zur Verstärkung ozeanischer Einflüsse. Dies hat den Bestand in vielen Teilen, vor allem in den Randlagen des Areal, mit Sicherheit nachteilig beeinflusst. Die Rückgänge in den Mitte des 20. Jahrhunderts verbliebenen mitteleuropäischen Restvorkommen sind aber jedenfalls neben möglichen klimatischen Einflüssen vorwiegend Veränderungen in den Lebensräumen durch landwirtschaftliche Intensivierungen zuzuschreiben. In der Steiermark ließ sich kein Zusammenhang zwischen klimatischen Parametern und der Bestandsentwicklung der Blauracke zwischen 1951 und 1989 herstellen, wohl aber mit dem Verlust an Grünland (SAMWALD & SAMWALD 1989), ähnlichen Entwicklungen (Umwandlung von Grün-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

land in Maisfelder, Verlust von alten Streuobstbeständen) dürfte auch das Vorkommen in Kärnten zum Opfer gefallen sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Geht man davon aus, dass landwirtschaftliche Intensivierung der hauptsächliche Grund für das großräumige Verschwinden der Art in den letzten Jahrzehnten waren, müssen Schutzmaßnahmen auf eine Biotopverbesserung im Bereich der noch bestehenden Vorkommen abzielen. Hier sollten mit den Instrumenten des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL zusätzlich Flächen extensiv genutzter Kulturen (Wiesen, Brachen, Kürbisäcker) geschaffen werden. Zugleich ist auch auf die Erhaltung oder Neuanlage von Sitzwarten im Bereich aller potentiellen Nahrungsflächen zu achten. Die bislang im südoststeirischen Brutgebiet durchgeführten Erhaltungsmaßnahmen haben zwar zu einer Stabilisierung des Bestandes geführt, sind aber offenbar für eine merkliche Bestandszunahme noch nicht weitreichend genug.

65.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Blauracke weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

65.1.9 Kartierung

Als ortstreue Brutvögel offener Landschaften sind Blauracken relativ leicht durch Sichtbeobachtungen zu erfassen.

65.1.10 Wissenslücken

Bestand und Bruterfolg des Restvorkommens in der Südoststeiermark werden alljährlich erhoben.

65.1.11 Literatur

AVILÉS, J.M. & COSTILLO, E. (1998): Selection of breeding habitats by the Roller (*Coracias garrulus*) in farming areas of the southwestern Iberian peninsula. Vogelwarte 39: 242-247.

AVILÉS, J.M. & PAREJO, D: (1997): Dieta de los pollos de Carraca (*Coracias garrulus*) en una zona mediterranea (Extremadura, suroeste de España. Ardeola 44: 235-237.

AVILÉS, J.M.; SÁNCHEZ, J:M.; SÁNCHEZ, A. & PAREJO, D. (1999): Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in farming areas of the Southwest of the Iberian peninsula. Bird Study 46: 217-223.

AVILÉS, J.M.; J.M. SÁNCHEZ & PAREJO, D: (2000): Nest site selection and breeding success in the Roller (*Coracias garrulus*) in the Southwest of the Iberian peninsula. J. Ornithol. 141: 345-350.

BOHUŠ, M. (2002): On breeding biology of the Roller (*Coracias garrulus*) in the Komárno town surroundings (SW Slovakia, Danubian basin). Sylvia 38: 51-59.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1985) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 4 Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford. 970 pp.

CREUTZ, G. (1979): Der gegenwärtige Bestand der Blauracke in der DDR und sein Schutz. Archiv Naturschutz Landschaftsforsch. 19: 231-239.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1980) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 9. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 1148 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

KÜHTREIBER, J. (1952): Die Vogelwelt der Lienzer Gegend. Schlern-Schriften 98 (Lienzer Buch). Universitätsverlag Wagner, Innsbruch: 225-243.

PETER, H. (1985): Das Letzte Brutvorkommen der Blauracke (*Coracias garrulus*) in Niederösterreich. Egretta 28: 70-72.

ROBEL, D. (1991): Die bisher letzte Brut der Blauracke *Coracias garrulus* in Deutschland – gescheitert. Vogelwelt 112: 148-149.

SAMWALD, F. (1979): Das Vorkommen der Blauracke *Coracias garrulus* L., in der Oststeiermark A-ves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 8: 109-116.

SAMWALD, F. (1981): Das Vorkommen der Blauracke *Coracias garrulus* L., in der Oststeiermark A-ves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 10: 27-31.

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1989): Die Blauracke (*Coracias g. garrulus*) in der Steiermark – Bestandsentwicklung, Phänologie, Brutbiologie, Gefährdung. Egretta 32: 37-57.

SAMWALD, O. (1996): Zur Bestandsentwicklung der Blauracke *Coracias garrulus* in der Steiermark 1987-1996. Egretta 39: 113-115.

SCHÖNBECK, H. (1960/61): Zur Verbreitung der Blauracke (Blauracke *Coracias garrulus garrulus* L.) in der Steiermark. Jb. Österr. Arbeitskreis Wildtierforschung 99-103.

SOSNOWSK, J. & CHMIELEWSKI, S: (1996): Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in Puszcza Pilicka Forest (Central Poland). Acta. Orn. 31: 119-131.

WRUSS, W. (1986): Kärntens bedrohte Vogelwelt. Carinthia II 176/96: 591-608.

65.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Blauracke ist nur in einem SPA Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da einerseits der Bestand der Art alljährlich erhoben wird und andererseits die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Indikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben. Da die Art seit den 1950er Jahren einem dramatischen Bestandsrückgang unterlegen ist, ist der Erhaltungszustand „A“ in den nächsten 2-3 Jahrzehnten mit Sicherheit nicht zu erreichen, weshalb hier auch keine Kriterien dafür angegeben werden.

65.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

65.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Entfällt	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 100 % zu und das besiedelte Areal weitet sich um 50 % oder mehr aus	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um mehr als 20 % ab oder nimmt nur geringfügig (weniger als 100 %) zu. Das Areal weitet sich nicht oder nur sehr geringfügig aus.
Bruterfolg	Entfällt	Bruterfolg (Jungvögel /Brutpaar) im Schnitt der	Bruterfolg (Jungvögel /Brutpaar) im Schnitt der

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

		letzten 5 Jahre > 2,3	letzten 5 Jahre < 2,3

65.3 Bewertungsanleitung

65.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

65.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Entfällt

Erhaltungszustand „B“: Beide Indikatoren „B“, Bestandsentwicklung „B“ & Bruterfolg „C“

Erhaltungszustand „C“: Beide Indikatoren „C“, Bestandsentwicklung „C“ & Bruterfolg „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

66 A234 *PICUS CANUS*

66.1 Schutzobjektsteckbrief

66.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Grauspecht

Englisch: Grey-headed Woodpecker, Französisch: Pic cendré, Italienisch: Picchio cenerino, Spanisch: Pito cano

Systematische Stellung: Ordnung Piciformes – Spechtvögel, Familie Picidae – Spechte

66.1.2 Identifikation

Merkmale: Großer grünlich-grau gefärbter Specht. Im Gegensatz zum Grünspecht (*Picus viridis*), mit dem er verwechselt werden kann, ist der Kopf grau. Das Männchen hat zusätzlich noch einen kleinen roten Stirnfleck. Der Balzruf ist weit zu hören und besteht aus einer Reihe von wehmütig klingenden Pfeiftönen.

66.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Grauspechte gehen im allgemeinen eine Saisonehe ein. Da die Partner aber die Reviere ganzjährig besiedeln, sind mehrjährige Ehen nicht auszuschließen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Paarbildung löst sich im allgemeinen nach dem Flüggewerden der Jungen. Der Aktionsraum ist im Winter größer und kann eine bis zu 100mal größere Fläche umfassen als im Sommer (ROLSTAD & ROLSTAD 1995).

Fortpflanzung: Als Höhlenbäume werden im Laubwald vor allem Buchen *Fagus sylvaticus* und Eichen *Quercus sp.* genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Im Wolfsburger Stadtwald fanden sich von sechs neu angelegten Höhlen vier in Buchen und je eine in einer Stieleiche *Quercus robur* und einer Erle *Alnus sp.* (SÜDBECK 1993), bei Dresden entfielen von fünf Höhlen je zwei auf Eichen und Buchen und eine auf einen Ahorn *Acer sp.* (HUMMITZSCH 1987). Im Auwald werden Pappeln *Populus sp.*, Weiden *Salix sp.*, Birken *Betula sp.* und Erlen, im offenen Kulturland des öfteren Obstbäume und im Gebirge auch Nadelhölzer genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In Skandinavien brütet die Art vor allem in Zitterpappeln (*Populus tremula*), so lagen in Südnorwegen 20 von 22 Höhlen in dieser Baumart (HÅGAVAR et al. 1990). Mitteleuropäische Höhlen werden im Hartholz vor allem in Bereichen mit Stammschäden (z. B. angefaulte Ansätze abgebrochener Äste), im Weichholz aber auch in gesunden Stämmen angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), in Südnorwegen lagen die meisten Höhlen in noch lebenden Bäumen mit einigen toten Ästen (HÅGAVAR et al. 1990). Nisthöhlen in Mitteleuropa liegen zumeist in Höhen zwischen 1,5 und acht Metern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), in Norwegen im Mittel in sechs Metern (HÅGAVAR et al. 1990).

Die Revierabgrenzung bzw. Balzzeit beginnt frühestens Januar, wird im Februar häufiger, findet aber hauptsächlich ab März statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Durch Gesang und Trommeln werden die Reviere abgegrenzt. Die Eiablage erfolgt in der Regel zwischen Ende April und Anfang Juni (WINKLER et al. 1995). Innerhalb von 14-17 Tagen werden die Jungen ausgebrütet und 23-27 Tage später fliegen diese aus. Die Gelegegröße variiert geographisch bedingt stark zwischen (4)5-8(10) Eiern, in Mitteleuropa liegt sie im Durchschnitt bei 7-9 Eiern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995).

Nahrung und Nahrungssuche: Im Gegensatz zum Grünspecht ist der Grauspecht weniger auf Ameisen spezialisiert, obwohl er sich doch hauptsächlich von Puppen und Imagines von

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Ameisen ernährt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). So machten in Südnorwegen Ameisen zu allen Jahreszeiten, sofern kein Schnee lag, mehr als 90 % der Nahrung aus, ansonsten wurden in geringem Ausmaß Zweiflügler und Käfer erbeutet (ROLSTAD & ROLSTAD 1995). In Mitteleuropa werden im Sommer vor allem *Lasius*-Arten gesammelt, im Winter dagegen Individuen von *Formica* (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Auch Früchte wie Äpfel, Birnen, Kirschen oder Beeren werden regelmäßig aufgenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995).

Als „Erdspecht" sucht der Grauspecht seine Nahrung vorwiegend am Boden und nutzt dabei Wege und Wegränder, Kahlschläge, Aufforstungen, Waldwiesen, Waldränder, den Waldboden, liegendes Totholz und Baumstümpfe. Im Winter werden bei geschlossener Schneedecke auch morsche Stämme bearbeitet. Nach Untersuchungen in Südnorwegen (ROLSTAD & ROLSTAD 1995) weichen Grauspechte im Winter bei geschlossener Schneedecke vollständig auf morsche oder tote Stämme aus und erbeuten hier vorwiegend unter der Rinde lebende Insekten. Nach diesen Ergebnissen dürfte sich daher vor allem die in härteren Wintern verringerte Verfügbarkeit der Nahrung limitierend auf den Grauspecht auswirken; zu dieser Jahreszeit ist die Art daher offensichtlich besonders auf totholzreiche Wälder und Baumbestände angewiesen. Weiters beeinflusst die Art der Bewirtschaftung von Offenlandflächen die Dichte der Ameisen maßgeblich. Auch morphologisch ist der Grauspecht im Vergleich zum Grünspecht weniger ans Bodenleben und mehr an das Klettern an Bäumen angepasst (RÜGER 1972).

66.1.4 Autökologie

Lebensraum: Als ursprünglicher Brutvogel aufgelockerter oder reichhaltig durch Freiflächen gegliederter Wälder findet der Grauspecht heutzutage in Mitteleuropa in den Übergangszonen zwischen offenem und halboffenem Kulturland und Laub- oder laubholzreichen Wäldern seine optimalen Lebensräume (SCHERZINGER 1982). Wichtige Habitatrequisiten sind Rufwarten, vorwiegend kahle Baumspitzen oder Überhälter in Kahlschlägen, Trommelplätze, Höhlen sowie ausgedehnte Nahrungsflächen (SÜDBECK 1993). Die besten Grauspecht-Habitate bilden somit altholzreiche Laubwälder, die durch Freiflächen wie Wege, Lichtungen, Waldwiesen, Kahlschläge und weniger als 20 Jahre alte Aufforstungen gegliedert sind (SÜDBECK 1993, ROLSTADT & ROLSTADT 1995). Darüber hinaus kann der Grauspecht aber auch eine Fülle anderer Biotope, die die oben skizzierten Minimalansprüche ebenfalls erfüllen, besiedeln: Kleine Laubholzwäldchen und Feldgehölze in der offenen Agrarlandschaft, galeriewaldartige Bach- und Flussgehölze, halboffene Streuobstwiesen, größere Friedhöfe und Parkanlagen, Alleen und Gärten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Höhere Dichten werden lokal auch in reichhaltig gegliederten, offenen Auwäldern erreicht und in den Alpen besiedelt die Art vorwiegend durch Lawinenabgänge, Steinschläge, Schotterhalden, Felsen und Almen gegliederte Bergmischwälder; im Gebirge bieten aber auch offene Nadelholzbestände (vor allem Lärchen- und Kiefernwälder) der oberen montanen und subalpinen Stufe geeignete Grauspecht-Lebensräume (KILZER & BLUM 1991, GLUTZ & BAUER V. BLOTZHEIM 1994, SACKL & SAMWALD 1997, BRADER & AUBRECHT 2003). Typisch für den Grauspecht ist demnach, dass die Art einerseits durch menschliche Siedlungs- und Rodungstätigkeit veränderte Landschaften, andererseits aber auch naturnahe, stufig aufgebaute, lockere und sonnige Altholzbestände, wie sie im Bayerischen Wald und auch in den Alpen vor allem in Bergmischwäldern zu finden sind, besiedelt; innerhalb geschlossener Wälder werden allerdings monotone, stark genutzte Bereiche gemieden (SCHERZINGER 1982).

66.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Über den Bruterfolg ist nur sehr wenig bekannt. CONRADS & HERMANN (1963) stellten um Bielefeld nie mehr als vier ausgeflogene Jungen fest.

Die Größe des Brutreviers beträgt in Mitteleuropa im Schnitt 1-2 km²: Im Wolfsburger Wald (Norddeutschland) ermittelte SÜDBECK (1993) für fünf „Rufbezirke" 90-195 ha, im Teutobur-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ger Wald maßen Balzreviere zweimal unter 100 ha und einmal 130 ha (CONRADS & HERRMANN 1963) und bei Winterthur in der Schweiz 150-200 ha (W. GROSS in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Das ganzjährige Wohngebiet dürfte demgegenüber weit größer sein: Untersuchungen an drei besenderten Spechten in Südnorwegen zeigten, dass zur Brutzeit 50-100 ha große Reviere genutzt wurden, die sich im Winter auf 45-54 km² vergrößerten (ROLSTADT & ROLSTADT 1995); entsprechende Untersuchungen aus Mitteleuropa fehlen zur Zeit noch. Geht man von durchschnittlichen Reviergrößen von 1-2 km² aus, zeigt sich, dass kaum ein Gebiet in Mitteleuropa hohe Siedlungsdichten aufweist; wie in Österreich brüten auf größeren Flächen in Mitteleuropa selten mehr als 0,2 Paare/100 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Höhere Dichten weisen bisweilen nur Auwälder, milde Laubmischwälder und Bergmischwälder auf, so konnten am unteren Rhein auf 37,5 km² Waldfläche 13 Grauspechtreviere (0,35/100 ha) kartiert werden (SPITZNAGEL 1990) und am unteren Inn wurden auf ca. 20 km² sogar 33 rufende Männchen (1,7/100 ha) gezählt (REICHHOLF & UTSCHICK 1972). Großflächige Dichten von 1,1 Revieren/100 ha im Laubmischwald des Lainzer Tiergartens (SACHSLEHNER 1995), 2,0 Revieren/100 ha im Bergmischwald des Klostertals (KILZER 1996) und 1,1 Reviere/100 ha im Natura 2000-Gebiet Ötscher-Dürrenstein bzw. 2,17 (!) Reviere/100 ha im Wildnisgebiet Dürrenstein (FRANK & HOCHEBNER 2001) zählen zu den mitteleuropäischen Spitzenwerten.

Wanderungen: Der Grauspecht ist ein Stand- und Strichvogel. Einzelne Individuen bleiben den ganzen Winter über in der subalpinen Stufe; es kann aber auch ein Großteil der in Buchen- und Laubmischwäldern brütenden Grauspechte im Spätherbst oder Frühwinter in Auwälder und Ufergehölze abziehen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). In Nordeuropa sind Strichbewegungen bis zu 65 km bekannt (VÄLIKANGAS & HYTÖNEN in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Dabei können bis zu 30 km offenes Meer überflogen werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

66.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Verbreitungsgebiet des Grauspechts zieht sich von Frankreich beginnend quer durch Eurasien bis in den Fernen Osten, darüber hinaus brüten neun Unterarten in Teilen der Orientalis von Nordindien, China, Indochina bis nach Malaysia und Sumatra (WINKLER et al. 1995).

Europa: In Europa fehlt der Grauspecht im Mittelmeergebiet, seine südliche Arealgrenze verläuft durch Südfrankreich, die Südalpen, die Gebirge Albaniens und Nordgriechenlands. Grauspechte brüten zwar in Südnorwegen, Mittelschweden und Südfinnland, eine große Verbreitungslücke im atlantisch beeinflussten Bereich Europas umfasst aber den Norden Frankreichs, Deutschlands und Polens sowie Dänemark und Südschweden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Der gesamteuropäische Bestand wird auf 72.000-240.000 Brutpaare geschätzt und beläuft sich damit nur auf knapp ein Fünftel des Grünspecht-Bestandes (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Europa nimmt rund ein Viertel des Gesamtareals der Art ein (TUCKER & HEATH 1994). Die aus europäischer Sicht bedeutendsten Populationen finden sich in Russland (10.000-100.000 Paare), Rumänien (20.000-60.000 Paare), Deutschland (12.000-23.000 Paare) und Weißrussland (10.500-17.000 Paare) (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Grauspechts in der Europäischen Union wird auf 17.700-41.000 Brutpaare geschätzt.

Tabelle: Brutbestand des Grauspechts in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	1.900-3.200	1998-2002

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

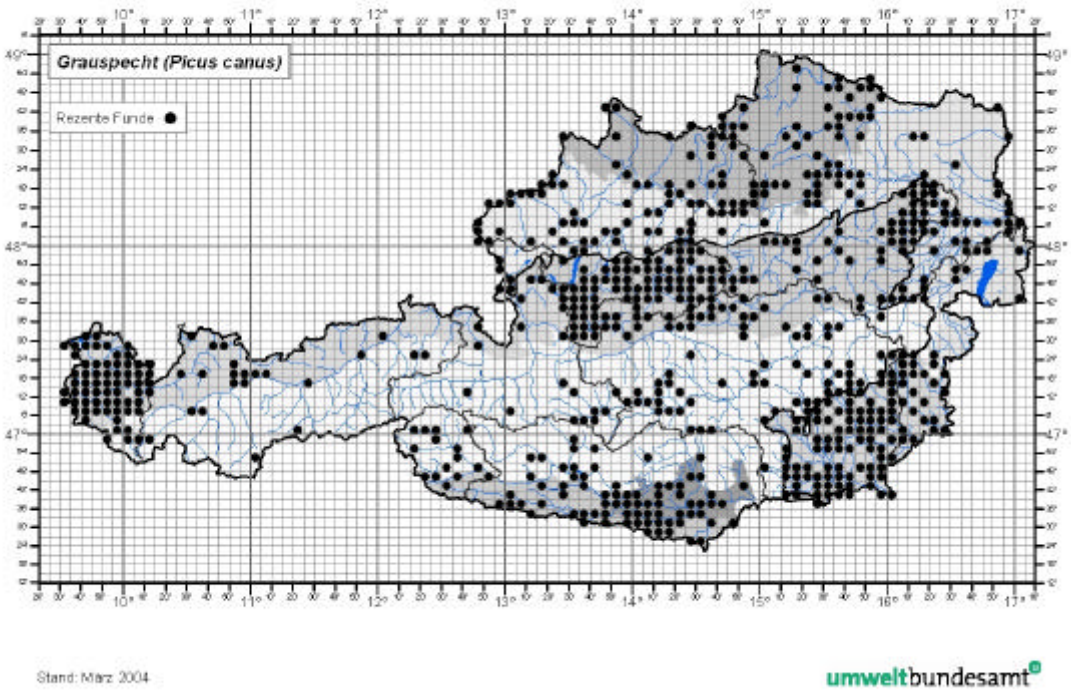
Belgien	8-10	1981-1998
Finnland	1.500-2.500	1990-1995
Frankreich	1.000-10.000	1996
Deutschland	12.000-23.000	1996
Griechenland	50-200	-
Italien	500-1.000	1988-1997
Luxemburg	50-80	-
Schweden	700-1.000	1990

Österreich/Verbreitung: Der Grauspecht ist ein verbreiteter Brutvogel aller Bundesländer und Landesteile, er fehlt lediglich in den baum- und waldarmen Agrarlandschaften des Ostens sowie in baumfreien Hochgebirgslagen (DVORAK et al. 1993). Die Schwerpunkte der Art liegen in den Laubwäldern der Hügelländer und der unteren montanen Stufe, innerhalb der Alpen sind die Vorkommen hingegen sehr zerstreut (DVORAK et al. 1993). Die meisten Brutplätze finden sich zwischen 600 und 1.200 m, vereinzelt brütet die Art auch in der subalpinen Zone mit den höchsten österreichischen Brutnachweisen in 1.600-1.700 m Höhe (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Grauspechte brüten im Wienerwald, in der Lobau und im Prater, ganz vereinzelt auch in städtischen Randbereichen (WICHMANN & DVORAK 2003). *Niederösterreich*: Als verbreiteter, aber überall in geringer Dichte vorkommender Brutvogel fehlt die Art nur in baum- und waldarmen Agrarlandschaften. Die großflächige Dichte liegt fast überall bei nur 1-2 Paaren/10 km², auch kleinflächig werden kaum höhere Werte erreicht, so z. B. drei Paare auf 13 km² im mittleren Kamptal, zwei Paare auf 10 km² im Wienerwald westlich von Breitenfurt und drei Paare auf 12 km² im Wienerwald (DVORAK et al. 1993). Auch im Thaya-Nationalpark sind mit 0,38 Brutpaaren/km² nur geringfügig höhere Abundanzen festgestellt worden (POLLHEIMER 2001). Die höchsten Dichten waren im Natura 2000 Gebiet Ötscher-Dürrenstein mit 1,1 Revieren/100 ha und im Wildnisgebiet Dürrenstein mit 2,17 Revieren/100 ha zu finden (FRANK & HOCHEBNER 2001). *Burgenland*: Sehr lokaler Brutvogel im Nordburgenland (vorwiegend im Leithagebirge und in den Leithaauen), keine Nachweise aus dem mittleren Burgenland. Im Südburgenland ist der Grauspecht ein verbreiteter Brutvogel, aber seltener als der Grünspecht (SAMWALD & SAMWALD 1990). *Steiermark*: In den Hügelländern der Ost-, Südost- und Weststeiermark verbreiteter, aber überall seltener und zerstreuter Brutvogel, aus den alpinen Bereichen gibt es nur wenige Nachweise (SACKL & SAMWALD 1997). In den Niederen Tauern Brutvogel in Lärchen-Fichten-Wäldern bis 1.800 m (SACKL & ZECHNER 1995). *Kärnten*: Verbreiteter Brutvogel im Klagenfurter Becken, lokal brütet die Art auch in Hanglagen der größeren Flusstäler. *Oberösterreich*: Verbreiteter, aber seltener Brutvogel in den Flussniederungen, lokaler Brutvogel im Mühlviertel (BRADER & AUBRECHT 2003). Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art liegt eindeutig im Alpenraum, wo er von den Tallagen bis etwa 1300 m weit verbreitet ist. *Salzburg*: Verbreiteter Brutvogel in den unteren Salzachauen mit 4-5 Paaren auf 8,4 km² (MORITZ & WINDING 1994), ansonsten zerstreuter und seltener Brutvogel in den Vor- und Zentralalpen; dichter scheint hingegen der Lungau besiedelt zu sein. Der Grauspecht ist in Salzburg sicherlich viel weiter verbreitet, als die Karte zeigt. *Tirol*: Die Brutverbreitung ist nur lückig erfasst, trotzdem dürfte die Art ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Buchenwaldzone der nördlichen Kalkalpen haben (LANDMANN & LENTNER 2001). Hier wurden auch die höchsten Dichten festgestellt: Rotlechtal auf drei Kilometern Transektlänge sieben Reviere (SCHUBERT 1994). Im Zentralalpenraum ist der Grauspecht in Altholzinseln im Kulturland und in lichten Nadelwäldern zu finden. In lockeren Lärchenwäldern wurde der Grauspecht auch in der subalpinen Zone beobachtet, so stellte KROYMANN (1968) im Ötztal ein Weibchen noch auf 2.050 m fest. Für das Kaisergebirge (ca. 150 km²) wird der Bestand auf 1-5 Brutpaare geschätzt (KANTNER 1995). *Vorarlberg*: Die

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Vorkommen in Vorarlberg liegen vor allem in buchendominierten, altholzreichen Waldgebieten, wobei er fast ausschließlich über 600 m in der mittleren und oberen montanen Zone zu finden ist (KILZER & BLUM 1991, KILZER et al. 2002). Seltener brütet die Art im Rheintal und im Walgau (KILZER & BLUM 1991). Im Klostertal wurden 1991-1994 30 Brutpaare auf 15 km² (2,0 Brutpaare/100 ha) erfasst (KILZER 1996), eine für Mitteleuropa überdurchschnittlich hohe Dichte. In höheren Gebirgslagen ist der Grauspecht weit seltener, so wird der Bestand für das Gebiet Silvretta-Verwall (ca. 300 km²) auf nur drei Paare geschätzt (KILZER 1995). Eine großflächige Rasterkartierung von 98 km^2 im Kleinwalsertal in den Jahren 1996-1999 ergab eine Dichte von 0,14 Revieren/100 ha (KILZER et al. 2002). Für Vorarlberg wird ein Bestand von 120-180 Brutpaaren angenommen.



66.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Wie in ganz Europa nimmt der Grauspecht auch in Österreich ab (FRÜHAUF 2005). Aus allen Bundesländern werden Bestandsabnahmen gemeldet.

Gefährdungsursachen: Als hauptsächliche Gefährdungsursachen sind direkte Habitatverluste durch „Verdichtung der Waldbestände“ im Zuge forstlicher Intensivierung und durch Abnahme alter Buchenwälder zu nennen. Weiters kam es in den letzten Jahren zu starken Verlusten von Streuobst- und extensiv genutzten Wiesen (FRÜHAUF 2005). Zusätzlich werden Ameisen als Nahrungsbasis des Grauspechts von Intensivierungen in der Wiesenbewirtschaftung (häufigerer Schnitt und höherer Düngereinsatz) betroffen (P. SÜDBECK in TUCKER & HEATH 1994).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die alleinige Schaffung von Schutzgebieten ist keine Maßnahme, die den Grauspecht-Bestand auf Dauer erhalten kann. Wie für viele andere Vogelarten, die in reichhaltig strukturierten Altholzbeständen ihre optimalen Habitate finden, ist auch für den Grauspecht eine Umorientierung der forstlichen Bewirtschaftungspraxis erforderlich. Speziell für diese Art ist vor allem die Erhaltung von alten Laubwäldern mit reichhaltig gegliederten Waldrändern essentiell, aber auch die Extensivierung angrenzender offener Bereiche (FRÜHAUF 2005). Die Erhaltung extensiver Wiesennutzung und von Streuobstbauflächen wären wichtige Maßnahmen. Zusätzlich sollte die Bestandsentwicklung der Art in Form eines Monitoringprogramms kontrolliert werden.

66.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Grauspechts weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

66.1.9 Kartierung

Wie bei anderen Spechtarten ist eine Kombination aus Revierkartierung und Höhlensuche am besten geeignet. Die Revierkartierung sollte im Winter begonnen werden, da Balz und Paarbildung schon ab Ende Januar/Anfang Februar stattfinden können, wobei die Hauptbalzzeit im März ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Je höher die Anzahl der Begehungen, umso genauer kann man Reviere gegeneinander abtrennen. Die genausten, aber aufwendigsten Daten erhält man durch die Suche der Nisthöhlen.

66.1.10 Wissenslücken

Die Verbreitung und vielerorts auch der Bestand bzw. Dichte des Grauspechts sind nur unzureichend bekannt (vgl. LANDMANN & LENTNER 2001, BRADER & AUBRECHT 2003). Besonders wichtig wäre ein langfristiges Bestandsmonitoring, um den Trend dieser Vogelart gut abschätzen zu können. Studien über populationsdynamische und populationsökologische Aspekte sind europaweit ausgesprochen rar.

66.1.11 Literatur

BERG, H.-M.; LAUERMANN, H. & SACKL, P. (1995): Ornithologische Kartierung. In: Biotoperhebung Truppenübungsplatz Allentsteig. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Bundesministerium für Landesverteidigung, Sektion III, Abteilung Umweltschutz. 155-222.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

CONRADS, K. & HERRMANN, A. (1963): Beobachtungen beim Grauspecht (*Picus canus* Gmelin) in der Brutzeit. J. Orn. 104: 206-248.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRANK, G. & HOCHEBNER, T. (2001): Erfassung der Spechte – insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* – im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten. 116-148.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

HÅGAVAR, S.; HÅGVAR, G. & MONNESS, E. (1990): Nest site selection in Norwegian Woodpeckers. Holarctic Ecol. 13: 156-165.

HOCHEBNER, T. (1995): Niederösterreichische Randalpen. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 234-243.

HUMMITZSCH, P. (1987): Brutbestandserfassung der Spechte im Elbe-Roder-Gebiet bei Dresden. 1. Teil. Falke 34: 396-402.

KANTNER, W. (1995): Kaisergebirge. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 398-403.

KILZER, R. (1995): Silvretta und Verwall. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 409-414.

KILZER, R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der sonnseitigen Bergwälder im Klostertal. Vorarlb. Naturschau 1: 233-264.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österr. Gesellschaft f. Vogelkunde, Landesstelle Vorarlberg, Wolfurt/Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. 275 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KROYMANN, B. (1968) Beobachtungen zur Höhenverbreitung einiger Vogelarten im oberen Ötztal. Egretta 11: 20-27.

LANDMANN, A; & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LIEB, K. (1995): Ibmer Moor. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 294-299.

LIEB, K. & WERNER, S. (1995): Salzachtal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 300-309.

MORITZ, U. & WINDING, N. (1994): Die Vogelfauna der Salzburger Salzachauen. Salzburger Vogelkundl. Ber. 6: 2-62.

NADLER, K. (1995): Freiwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E:: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 257-268.

POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thaytal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.

REICHHOLF, J. & UTSCHICK, H. (1972): Vorkommen und Häufigkeit der Spechte (*Picidae*) in den Auwäldern am Unteren Inn. Anz. Orn. Ges. Bayern 11: 254-262.

ROLSTAD, J. & ROLSTAD, E. (1995): Seasonal patterns in home range and habitat use of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. Orn. Fenn. 72: 1-13.

RUGE, K. (1993): Europäische Spechte – Ökologie, Verhalten, Bedrohung, Hilfen. In: Artenschutzsymposium Spechte. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.. Karlsruhe: 13-26.

RÜGER, A. (1972): Funktionell-anatomische Untersuchungen an Spechten. Z. wiss. Zool. 148: 63-163.

SACHSLEHNER, L. (1995): Lainzer Tiergarten. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 77-86.

SACHSLEHNER, L. & SCHMALZER, A. (1995): Mittleres Kamptal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 202-211.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SACKL, P. & ZECHNER, L. (1995): Niedere Tauern. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien. 367-373.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1990): Die Vogelwelt der Bezirke Güssing und Jennerdorf. Natur u. Umwelt Burgenland. Sonderheft 1990/1: 1-39.

SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Heft 9. Grafenau. 119 pp.

SCHNEIDER, H. (1981): Die Avifauna des Wiener Praters und der Alberner Au. Hausarbeit an der Univ. Wien. 76 pp. und Kartenanhang.

SCHUBERT, W. (1994): Zur Vogelwelt des oberen Lechtales/Nordtirol. Ber. naturwiss. Ver. Schwaben 98: 28-35.

SCHUSTER, A. (1995): Untere Traun. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 284-293.

SPITZNAGEL, A. (1990): The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the upper Rhine valley. In: CARLSON, A. & AULÉN, G. (Hrsg.): Conservation and management of Woodpecker populations. Rapport 17, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 117-145.

STRAKA, U. (1989): Der ökologische Zustand des Stockerauer Augebietes. Gutachten im Auftrag der Stadtgemeinde Stockerau, Stockerau. 45 pp. und Anhang.

SÜDBECK, P. (1993): Zur Territorialität beim Grauspecht (*Picus canus*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 143-156.

WENGER, A. (1995): Raum Krems/Unteres Kremstal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien. 202-211.

WICHMANN, G. & DVORAK, M. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Punkttaxierung aus den Jahren 2000 und 2001. Studie i. Auftr. d. MA 22. Wien. 64 pp.

WINKLER, H.; CHRISTIE, D.A. & NURNEY, D. (1995): Woodpeckers. A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Sussex. 406 pp.

ZUNA-KRATKY, T. (1995a): Thermenlinie. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 121-126.

ZUNA-KRATKY, T. (1995b): March/Thaya-Auen. In: DVORAK, M & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 93-102.

ZUNA-KRATKY, T. & BERG, H.-M. (1995): Wienerwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien. 127-133.

66.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Grauspecht ist in Österreich ein weit verbreiteter Brutvogel. Da die Art große Raumansprüche hat und großflächig nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, und da sein Lebensraum mehr oder weniger flächig ausgebildet ist, können diskrete Vorkommen fast nie von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet. Das Angebot an Ameisen hat maßgeblichen Einfluss auf das Vorkommen des Grauspechts. Nachvollziehbare und quantitativ verwertbare Angaben fehlen aber in der Literatur, weshalb für diesen Parameter keine Indikatorwerte angegeben werden können. Da zu den Habitatansprüchen der Art keine verwertbaren quantitativen Angaben zur Verfügung stehen, muss vorläufig auch auf die Angabe von Habitatindikatoren verzichtet werden.

66.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

66.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 1,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 0,3- 1,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 0,3

66.3 Bewertungsanleitung

66.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

66.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mindestens zwei Indikatoren „A“, keiner der Indikatoren „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Zwei oder drei Indikatoren „C“, keiner höher als „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

67 A236 *DRYOCOPUS MARTIUS*

67.1 Schutzobjektsteckbrief

67.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schwarzspecht

Englisch: Black Woodpecker, Französisch: Pic noir, Italienisch: Picchio nero, Spanisch: Pito negro

67.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Piciformes – Spechtvögel, Familie Picidae – Spechte

Merkmale: Der größte unserer heimischen Spechte. Durch sein schwarzes Federkleid und die roten Kappe unverwechselbar. Oft entdeckt man ihn aufgrund seiner weit hörbaren Rufe und seines lauten Trommelns. Besitzt den kräftigsten Schnabel unter den heimischen Spechten.

67.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Schwarzspechte leben monogam und es ist anzunehmen, dass es mehrjährige Ehen gibt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Alttiere bleiben ganzjährig in der Nähe des Brutreviers, Jungvögel siedeln sich in der näheren Umgebung um den Geburtsort an (45-100 km).

Fortpflanzung: Zur Anlage von Bruthöhlen benötigt der Schwarzspecht einen freien Anflug (GLUTZ VONBLOTZHEIM & BAUER 1994). Dieser wird einerseits durch den Standort gewährleistet. So liegen die Höhlenbäume am Rand von offenen Bereichen wie Schneisen, Wiesen oder Blößen (vgl. auch STEINER 1997). Andererseits befinden sich die Eingänge der Höhlen an mindestens 4-10 m astfreien Stellen des Baumes (GLUTZ VONBLOTZHEIM & BAUER 1994). In Mitteleuropa sollte der Höhlenbaum einen Brusthöhendurchmesser von mindestens 33-35 cm aufweisen, in der Regel werden Bäume aber erst ab einem Durchmesser von 40-50 cm genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, LANGE 1995, STEINER 1997, R. KILZER unveröff.). Bäume mit geringerem Stammdurchmesser dienen meist als Schlafbäume (STEINER 1997). Bei nördlicheren Vorkommen werden auch Bäume mit geringerem Durchmesser zur Bruthöhlenanlage genutzt. So lag der minimale Brusthöhendurchmesser in Varaldskogen/Norwegen bei Kiefern *Pinus sp.* ähnlich zu den Werten in Mitteleuropa bei 36 cm aber bei Zitterpappeln *Populus tremula* bzw. toten Bäumen mit 27 bzw. 28 cm deutlich darunter (ROLSTAD et al. 2000). Wie oben erwähnt wird in Mitteleuropa die Buche als Höhlenbaum bevorzugt, in höheren Lagen die Fichte.

Die Paarungszeit beginnt meist schon im Winter. So können Kopulationen schon Wochen vor der Brutzeit im Januar stattfinden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Die Eiablage findet von Mitte März bis Mitte Mai statt. Die Schwarzspechte bevorzugen neu angelegte Höhlen zur Jungenaufzucht. Nach einer 12-14-tägigen Bebrütungsphase bleiben die Jungen zwischen 27-28 Tagen in der Höhle, bevor sie ausfliegen (vgl. auch BLUME 1962). Die Gelegegröße variiert zwischen (2)3-5(6) Eiern, wobei die mittlere Gelegegröße in Deutschland bei 3,3 Eiern liegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Frühere Gelege dürften durchschnittlich größer als spätere sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung kann sowohl in der Bodenregion wie auch am Baum aufgenommen werden. So stellen Ameisenhaufen auf Lichtungen eine profitable Nahrungsquelle dar (ZANG 1986). Auch Laubstreu wird durch seitliche Bewegungen des Schnabels durchsucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Beutetiere (auch ganze Amei-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

senbauten) in Bäumen werden durch starke Schnabelhiebe freigelegt, wobei neben Altholzbeständen zur Nahrungssuche auch weit jüngere Bestände (< 50 Jahre) angeflogen werden (ROLSTAD et al. 1998).

Der Schwarzspecht lebt hauptsächlich von rinden- und holzbewohnenden Insekten. Er ist spezialisiert auf Ameisen *Formicidae*, die er in allen Stadien (Larve, Puppe oder Imagines) gezielt sucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Weiters zählen holzbewohnende Käfer (vor allem Borken- (*Scolytidae*) und Bockkäfer (*Cerambycidae*) und Hymenopteren zu den quantitativ bedeutenden Beutetieren (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995, ROLSTAD & ROLSTAD 2000). Vor allem im Winter kann es zu einer Umstellung im Nahrungsspektrum kommen, wodurch Ameisen an Bedeutung verlieren (ROLSTAD & ROLSTAD 2000).

67.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Schwarzspecht ist ein Bewohner unterschiedlichster Waldtypen von Nadel-, über Laub- bis zu Mischwäldern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Die Wälder sollten aber nicht zu dicht und durch Wiesen oder Blößen aufgelockert sein, damit ein freier Anflug an den Brutbaum gewährleistet ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Man kann ihn auch in großen waldnahen Park- und Friedhofsanlagen finden (HUMITZSCH 1987). In Österreich ist der Schwarzspecht ebenfalls in allen Waldtypen zu finden. Er ist hauptsächlich in Höhenlagen zwischen 200 und 1.200 m anzutreffen, wobei es eine Häufung der Brutnachweise zwischen 900 und 1.000 m Seehöhe gibt (DVORAK et al. 1993). Diese Häufung lässt sich mit der Bevorzugung von Fichten-Tannen-Buchenwäldern erklären (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Zur Anlage seiner Nist- und Schlafhöhle benötigt er Altholzbestände, die mindestens 100 Jahre alt sind (TILGNER & GRANITZA 1993, STEINER 1997, GREBE 1998). Je nach Baumart können auch jüngere Bestände bei ausreichendem Brusthöhendurchmesser – mindestens 36-40 cm - angenommen werden (ROLSTAD et al. 2000). In Mitteleuropa werden die Höhlen bevorzugt in Buchen *Fagus sylvaticus* angelegt (KÜHLKE 1985, ZANG 1986, HUMITZSCH 1986, LANGE 1996, STEINER 1997, GREBE 1998, BRADER & AUBRECHT 2003). Weiter im Norden gewinnt die Rotkiefer *Pinus sylvestris* oder andere Laubbäume wie Pappeln *Populs sp.* als Höhlenbaum an Bedeutung (WESO?OWSKI & TOMIA?OJC 1986, ROLSTAD et al. 2000).

67.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Anteil erfolgloser Bruten liegt bei 4-14 % (MÖCKEL 1979, CUISIN 1981, RUDAT et al. 1981, LANG & ROST 1990, LANGE 1996). Der Bruterfolg variiert in Europa je nach Regionen stark. Er nimmt von Osten nach Westen zu und mit zunehmender Höhenlage ab (Zusammenstellung in LANGE 1996). Der Bruterfolg ist von der Baumart unabhängig (LANGE 1996, ROLSTAD et al. 2000). Nach ROLSTAD et al. (2000) war der Bruterfolg in frei stehenden Baumbeständen in Lichtungen oder Kahlschlägen höher als in Höhlen, die sich tief im Wald befanden. Dies dürfte u.a. mit einer geringeren Predationsrate in den frei stehenden Beständen zusammenhängen. Die Reproduktionsrate wird weiters durch die Anzahl und Größe der Höhlenzentren bestimmt (LANGE 1996). Langfristig stiegt der Reproduktionserfolg mit der Größe der Höhlenzentren und mit der Anzahl der Höhlen. Marder *Martes sp.* sind die am häufigsten genannten Nesträuber (WINKLER et al. 1995, LANGE 1996, ROLSTAD et al. 2000). Adulte Schwarzspechte hingegen werden am ehesten von Habichten *Accipiter gentilis* geschlagen (LANGE 1996, ROLSTAD et al. 2000). Während ROLSTAD et al. (2000) keinen Zusammenhang zwischen Predationsrate und Baumart bzw. Predationsrate und Alter der Höhle fanden, wurden bei NILSSON et al. (1991) ältere Höhlen deutlich häufiger ausgeraubt. Nach ROLSTAD et al. (2000) werden die Nester aber aktiv verteidigt. Bei LANGE (1996) war die Prädation für 23,5 % aller Verluste verantwortlich. 47 % der Verluste kamen aber durch un-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

günstige Witterung, 6 % durch Wassereinlauf in der Bruthöhle und 12 % durch Stammbrüche in Höhlenbereich zustande.

Im Winter kann es aufgrund der Schneelage zu einem Wechsel in der Nahrungszusammensetzung des Schwarzspechts kommen, und dadurch zu erhöhter Mortalität in forstwirtschaftlich intensiv genutzten Wäldern, wie in südlichen Mittelnorwegen festgestellt wurde (ROLSTAD & ROLSTAD 2000). So ernährt sich die Art bei geringer Schneehöhe (< 100 cm) hauptsächlich von Rossameisen *Camponotus herculeanus*. Diese werden hauptsächlich an Baumstümpfen und liegendem Totholz gesammelt, die hauptsächlich in jungen Wäldern (15-40 Jahre) aufgesucht werden. Steigt die Schneehöhe über 100 cm werden neben Ameisen verstärkt Buchdrucker *Ips typographus* aufgenommen. Stämme von kranken, aber lebenden Bäumen und stehendes Totholz gewinnen an Bedeutung. In (intensiv) forstwirtschaftlich genutzten Wäldern wird das Totholz aber herausgeschnitten, wodurch die Nahrung für den Schwarzspecht unerreichbar wird. Dies bedeutet, dass die Bestände des Schwarzspechts bei hohen Schneelagen durch die Intensivierung der Forstwirtschaft negativ beeinflusst werden.

Der Revieranspruch eines Paares in Europa liegt in der Regel bei 300-400 ha, wobei die Größe von dem Waldtyp abhängig ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). So beanspruchte ein Paar im Elbe-Röder-Gebiet bei Dresden im Kiefernwald 250-300 ha, in fichtendominierten Wäldern hingegen stieg der Bedarf auf 350-450 ha (HUMMITZSCH 1987). Nahrungs- und Brutgebiete können bei schlechten Nahrungsangebot (z.B. in Monokulturen) bis zu drei Kilometer voneinander entfernt liegen (GOETHE 1948 zit. in ZANG 1986, CONRADS 1967). Die Siedlungsdichte bleibt in den meisten Waldgesellschaften unter 0,25 Brutpaare/100 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). So wurden in nadelholzdominierten Wäldern (50 % Kiefer, 19 % Fichte *Picea abies*) im Elbe-Röder-Gebiet bei Dresden auf 12.200 ha 0,32-0,34 Brutpaare/100 ha gefunden (HUMMITZSCH 1987). In Niedersachsen liegen die Dichten in der Regel zwischen 0,1-0,84 Brutpaaren/100 ha (Zusammenstellung in ZANG 1986). Auch die österreichischen Werte lassen sich gut einreihen: 0,1 (0,03-0,23) Reviere/100 ha im Auwaldgebiet Lobau und 0,18 (0,12-0,28) Reviere/100 ha im Wiener Anteil des Wienerwaldes (ABÖ), 0,2-0,3 Brutpaare/100 ha auf einer Buchenaltholzfläche im niederösterreichischen Wienerwald (BERG et al. zit. in DVORAK et al. 1993). In optimalen Wäldern kann die Art großflächig aber auch höhere Siedlungsdichten erreichen. So fand POLLHEIMER (2001) im Nationalpark Thayatal ein Brutpaar/100 ha. Am Truppenübungsplatz Allentsteig/Waldviertel wurde auf 157 km^2 Abundanzen von 1-1,3 Revieren/100 ha festgestellt (BERG et al. 1992). Im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet wurden in naturnahen Buchen- und Buchenmischwäldern auf Probeflächen mit einer Gesamtausdehnung von 5.899 ha 1,12-1,19 Brutpaare/100 ha kartiert (FRANK & HOCHEBNER 2001). Im Klostertal/Vbg. wurde auf einer Untersuchungsfläche von 15 km^2 eine Dichte von 1,7 Revieren/100 ha ermittelt (KILZER 1996).

Wanderungen: Altvögel bleiben meist ganzjährig in der näheren Umgebung des Brutreviers, Jungvögel dagegen ziehen regelmäßig über kurze Strecken und siedeln sich im Umkreis von 45(100) km vom Geburtsort an (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In Mitteleuropa gibt es einen ersten Zughöhepunkt Ende August/Anfang September sowie einen zweiten Ende September (GATTER 1977). Der Zug in Nordeuropa setzt erst Ende September ein und beeinflusst das Zuggeschehen bis zur Nord- und Ostseeküste. Heimzugnachweise fehlen hingegen vollständig (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

67.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Schwarzspecht besiedelt die boreale und gemäßigte Zone Eurasiens von Westeuropa bis nach Kamtschatka und zum Japanischen Meer (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Die Art kommt auch in Japan, Nordiran, dem Altaigebirge und Nordanatolien vor.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Europa: Die Art ist in Europa weit verbreitet. Der Bestand wird 280.000-1.500.000 geschätzt, wobei Russland mit 100.000-1.000.000 Brutpaaren den bei weitem größten Bestand aufweist (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Die Bestandssituation wird im großen und ganzen als stabil bis leicht positiv bewertet (MIKUSINKI & ANGELSTAM 1997).

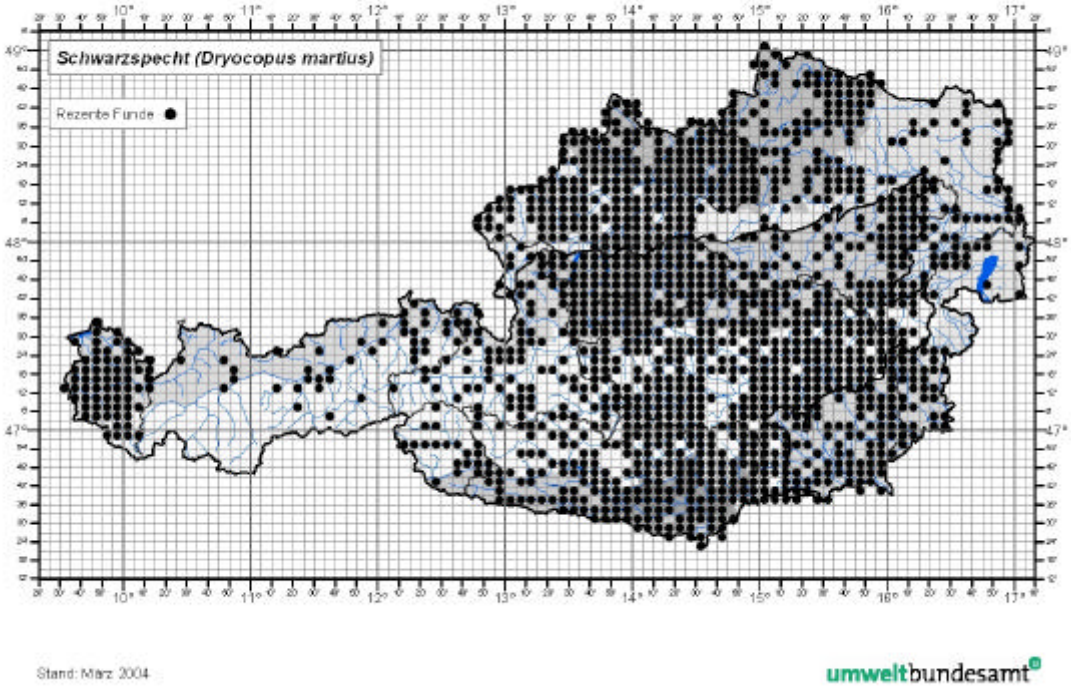
Europäische Union: Der Brutbestand des Schwarzspechts in der Europäischen Union wird auf 59.160-278.000 Brutpaare geschätzt.

Tabelle: Brutbestand des Schwarzspechts in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	4.500-8.000	1998-2002
Belgien	800-1.100	1981-1990
Dänemark	200-250	1993-1996
Finnland	8.000-14.0000	1990-1995
Frankreich	5.000-50.000	1997
Deutschland	35.000-70.000	-
Griechenland	1.000-2.000	-
Italien	1.500-3.000	1988-1997
Luxemburg	80-100	-
Niederlande	2.300-2.900	1979
Spanien	550-900	-
Schweden	30-50	1978-1994

Österreich/Brutvorkommen: Der Schwarzspecht ist ein weitverbreiteter Brutvogel Österreichs und kommt in fast allen bewaldeten Landschaftsteilen Österreichs vor; er fehlt nur in waldarmen Landschaften wie z. B. im östlichen Weinviertel oder im Marchfeld (DVORAK et al. 1993). Die Mehrzahl der Nachweise stammt aus Höhenlagen zwischen 200 und 1.200 m, da der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art in den montanen Fichten-Tannen-Buchenwäldern liegt (vgl. DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997, BRADER & AUBRECHT 2003). Der Schwarzspecht ist bis zur geschlossenen Waldgrenze zu finden. Die höchst gelegenen Bruten wurden in 1.700-1.800 m Seehöhe festgestellt (DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997). Der Brutbestand in Österreich wird auf 4.700-8.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



67.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: LC (least concern/ungefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Zur Zeit ist die Bestandssituation für den Schwarzspecht in Österreich stabil, die Bestände nehmen zum Teil sogar leicht zu (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Im Zuge der jüngst verstärkt einsetzenden Verkürzung der Umtriebszeiten in Wirtschaftswäldern führt zu einer Verringerung des Angebots geeigneter Bäume für die Höhlenanlage (STEINER 1997, FRÜHAUF 2005). Das könnte in Abhängigkeit von der Waldausstattung gebietsweise mittelfristig zu einem Bestandsrückgang führen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Erhaltung von Altholzinseln sowohl im geschlossenen Wald wie auch auf Lichtungen und Kahlschlägen kommt hohe Bedeutung zu (KÜHLKE 1985, ZANG 1986, FRÜHAUF 2005, MIKUSINKI & ANGELSTAM 1997) Diese Altholzinseln sollten eine Größe von mindestens 0,5-2 ha aufweisen, und die Umtriebszeiten der Buche in solchen Altholzinseln sollte von ca. 140 Jahren auf 200-250 Jahre erhöht werden (KÜHLKE 1985). Zumindest sollten die Höhlenbäume vor Fällung geschützt werden (STEINER 1997). Die Verlängerung der Umtriebszeiten im allgemeinen würde das Brutbaumangebot deutlich erhöhen (FRÜHAUF 2005). Die genannten Maßnahmen – z.B. die Förderung von Altholzinseln –, sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. In diesem Zusammenhang ist auch auf die Bedeutung des Schwarzspechts als Höhlenlieferant für Raufußkauz *Aegolius funereus*, Hohltaube *Columba oenas*, Dohle *Corvus monedula* aber auch für verschiedene Säugetiere wie

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Siebenschläfer *Glis glis* oder Fledermäuse *Chiroptera* hinzuweisen (RUDAT et al. 1979, KÜHLKE 1985, STEINER 1997, MÜLLER 1998).

67.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Schwarzspechts weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

67.1.9 Kartierung

Wie bei anderen Spechtarten ist eine Kombination aus Revierkartierung und Höhlensuche am besten geeignet (vgl. WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, HUMMITZSCH 1987). Die Revierkartierung sollte schon im Winterhalbjahr beginnen, da die Verpaarung schon im Herbst stattfinden kann und die ersten Kopulationen im Januar beginnen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Je höher die Anzahl der Begehungen, umso genauer kann man Reviere gegeneinander abtrennen. Die genauesten, aber aufwendigsten Daten erhält man durch die Suche der Nisthöhlen. Der Einsatz von Tonbandgeräten kann bei wenigen Begehungen ein wichtiges Hilfsmittel sein. An Steilhängen wo Begehungen bei Schneelage nicht durchführbar sind, ist die Kartierung zur Fütterungszeit günstig.

67.1.10 Wissenslücken

Prinzipiell ist die Verbreitung des Schwarzspechts in Österreich gut erfasst, trotzdem sind noch einzelne Lücken vor allem im Alpenraum wie z. B. in Tirol vorhanden (vgl. DVORAK et al. 1993). Über die populationslimitierenden Faktoren wie Bruterfolg oder Habitatnutzung im Winter ist noch wenig bekannt (vgl. ROLSTAD & ROLSTAD 2000). Auch ein Monitoring der Bestandsentwicklung ist im Hinblick der Verkürzung der Umtriebzeiten wünschenswert.

67.1.11 Literatur

BERG, H.-M.; LAUERMANN, H. & SACKL, P. (1995): Ornithologische Kartierung. In: Biotoperhebung Truppenübungsplatz Allentsteig. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Bundesministerium für Landesverteidigung, Sektion III, Abteilung Umweltschutz: 155-222.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BLUME, D. (1962): Spechtbeobachtungen aus den Jahren 1960 und 1961. Vogelwelt 83: 33-48.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

CONRADS, K. (1967): Die Spechte in Westfallen-Lippe. Ber. naturw. Ver. Bielefeld 18: 25-115.

CUISIN, M. (1981): Note sur le nid et les jeunes du Pic noir (*Dryocopus martius* L.). L´Oiseau et R.F.O. 51 : 287-295.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRANK, G. & HOCHEBNER, T. (2001): Erfassung der Spechte – insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* – im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten. 116-148.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GREBE, T. (1998): Schwarzspechte in der Haard. Charadrius 34: 155-164.

HAILA, Y. & JÄRVINEN, O. (1977): Competition and habitat selection in two large woodpeckers. Ornis Fennica 54: 73-78.

HUMMITZSCH, P. (1987): Brutbestandserfassung der Spechte im Elbe-Roder-Gebiet bei Dresden. 1. Teil. Falke 34: 396-402.

KILZER, R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der sonnseitigen Bergwälder im Klostertal. Vorarlb. Naturschau 1: 233-264.

LANGE, U. (1996): Brutphänologie, Bruterfolg und Geschlechterverhältnis der Nestlinge beim Schwarzspecht *Dryocopus martius* im Ilm-Kreis (Thüringen). Vogelwelt 117: 47-56.

MIKUSINSKI, G. & ANGELSTAM, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. Vogelwelt 118: 277-283.

MÖCKEL, R. (1979): Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) im Westerzgebirge. Orn. Jber. Mus. Heineanum 4: 77-86.

MÜLLER, H. (1998): Schwarzspechte im südlichen Rothaargebirge. Charadrius 34: 165-173.

NILSSON, S.G.; JOHNSSON, K. & TJERNBERG, M. (1991): Is avoidance by Black Woodpeckers of old nest holes due to predators? Anim. Beh. 41: 439-441.

POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thaytal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.

STEINER, M. (1997): Schwarzspecht-Höhlen- und Revierkartierung im ÖBF-Revier Merkenstein im Wienerwald. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 8: 101-108.

ROLSTAD, J.; MAJEWSKI, P. & ROLSTAD, E. (1998): Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. J. Wildl. Management 62: 11-23.

ROLSTAD, J. & ROLSTAD, E. (2000): Influence of large snow depths on Black Woodpecker *Dryocopus martius* foraging behaviour. Ornis Fennica 77: 65-70.

ROLSTAD, J.; ROLSTAD, E. & SÆTEREN, Ø. (2000): Black Woodpecker nest sites: characteristics, selection, and reproductive success. J. Wildl. Management 64: 1053-1066.

RUDAT, V.; KÜHLKE, D.; MEYER, W. & WIESNER, J. (1979): Zur Nistökologie von Schwarzspecht (*Dryocopus martius* (L.)), Rauhfußkauz (*Aegolius funereus* (L.)) und Hohltaube (*Columba oenas* (L.)). Zool. Jb. Syst. 106: 295-310.

RUDAT, V.; MEYER, W.; KÜHLKE, D. & KEUTSCH, S. (1981): Bruterfolg, Jungenzahl und Geschlechterverhältnis der Nestlinge beim Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) in Thüringen. Orn. Jb. Mus. Heineanum 5/6:3-11.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

TILGNER, W. & GRANITZA, M. (1993): Höhlennutzung beim Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) am Bodenanrück (Forstbezirk Konstanz/Bodensee). In: Artenschutzsymposium Spechte. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.: 133-138. Karlsruhe.

WESOLOWSKI, T. & TOMIALOJC, T. (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest - preliminary data. Acta Orn. 22: 1-21.

WINKLER, H.; CHRISTIE, D.A. & NURNEY, D. (1995): Woodpeckers. A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Sussex. 406 pp.

ZANG, H. (1986): Schwarzspecht – *Dryocopus martius*. In: ZANG & HECKENROTH (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Tauben bis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Sonderreihe B Heft 2.7. Hannover: 131-137.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

67.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Schwarzspecht ist in Österreich ein weit verbreiteter Brutvogel und beinahe in jedem größeren Waldgebiet zu finden. Da die Art große Raumansprüche hat und großflächig nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, und da sein Lebensraum mehr oder weniger flächig ausgebildet ist, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet.

67.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

67.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatore	**A**	**B**	**C**
Bestandsalter[48]	Bestände mit einem Alter von > 100 Jahren nehmen mehr als 75 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 100 Jahren nehmen 50-75 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 100 Jahren nehmen weniger als 50 % der Waldfläche ein
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 1,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 0,3- 1,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 0,3

67.3 Bewertungsanleitung

67.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

67.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mindestens zwei Indikatoren „A“, der dritte nicht „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Zwei Indikatoren „C“, der andere nicht höher als „B“

[48] Prinzipiell ist der Brusthöhendurchmesser (BHD) dem Bestandsalter vorzuziehen, da die Entwicklung eines Baumes von viele Faktoren wie Bodenbeschaffenheit, Klima oder Baumart abhängig ist. Das Bestandsalter ist aber oft praktikabler.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

68 A429 *DENDROCOPOS SYRIACUS*

68.1 Schutzobjektsteckbrief

68.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Blutspecht

Englisch: Syrian Woodpecker, Französisch: Pic syriaque, Italienisch: Picchio rosso di Siria, Spanisch: Pico sirio

68.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Piciformes – Spechtvögel, Familie Picidae – Spechte

Merkmale: Sehr ähnlich dem nah verwandten Buntspecht (*Dendrocopos major*). Dem Blutspecht fehlt aber die beim Buntspecht vorhandene Verbindung zwischen dem schwarzen Wangenstreif und dem Nacken. Der Steiß ist hellrot gefärbt, beim Buntspecht ist dieser dunkelrot. Der Schwanz weißt weniger weist in den Steuerfedern auf als beim Buntspecht. Der Ruf ist weicher als der des Buntspechts.

68.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Blutspechte sind monogam und bleiben ganzjährig im Revier. Nur das Kerngebiet des Reviers wird verteidigt (WINKLER 1972). Im Winter verschieben bzw. vergrößern sich die Reviere.

Fortpflanzung: Nist- und Schlafhöhlen werden bevorzugt in Stämmen und Ästen angelegt und das ganze Jahr über benutzt (WINKLER 1972, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Man findet sie aber auch in hölzernen Leitungsmasten oder in Pfählen z. B. von Holzbauwerken oder Ziehbrunnen (SZLIVKA 1957, MAKATSCH 1976 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Höhe der Höhle ist je nach den Nistbäumen unterschiedlich und liegt zwischen 1,5-6 m, maximal 15 m (RUGE 1969, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Die gewählte Baumart ist auch unterschiedlich und orientiert sich am Angebot. So fand SZLIVKA (1957) die meisten Höhlen in Maulbeerbäumen. Im Burgenland hingegen war die Mehrzahl der Höhlen je nach Angebot in Kirsch- oder Nussbäumen zu finden (RUGE 1969). RUGE (1969) entdeckte aber auch Höhlen in anderen Baumarten wie z. B. dem Essigbaum. Entscheidend für die Anlage des Nestes dürfte die Ausprägung von Schadstellen sein und sie erfolgt in der Regel an toten Ästen oder an durch Verletzungen oder Wachstumsstörungen entstandenen Schadstellen (RUGE 1969, GLUTZ VON BLOTZHEIM 1994). Die Nisthöhlen sind 28,4-38,5 cm tief, weisen einen Innendurchmesser von 10,0-12,3 cm auf. Das Schlupfloch misst im Durchmesser 3,5-5 cm (RUGE 1969, AWERIN & GANJA 1970 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Dieselben Höhlen können bis zu viermal hintereinander als Brutplatz verwendet werden (SZLIVKA 1957, DORNING in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die Gelegegröße liegt bei 3-7 Eiern (RUGE 1969, WINKLER et al. 1995). Die meisten Gelege in Ungarn wiesen fünf Eier auf (WINKLER et al. 1995). Über den Bruterfolg liegen nur stichprobenhafte Hinweise vor. Etwa 20 % der Eier dürften unbefruchtet bleiben (SZLIVKA 1957, RUGE 1969, WINKLER 1970). Der Bruterfolg liegt bei 3,4-3,5 ausgeflogenen Jungvögel/Brutpaar (RUGE 1969, SZLIVKA 1970).

Nahrung und Nahrungssuche: Die tierische Nahrung gleicht dem des Buntspechts und reicht von kleinen Schnecken über Spinnen Araneae bis zu großen Käfern (WINKLER 1973, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Tief im Holz lebende Larven werden kaum erbeutet, hingegen werden solche, die knapp unter der Rinde leben, sehr wohl aktiv gesucht (WINKLER 1973). Abweichend von allen anderen mitteleuropäischen Spechtarten ernährt sich der Blut-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

specht ganzjährig zu einem erheblichen Anteil von pflanzlicher Nahrung (WINKLER 1973, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Schon bei der Fütterung der Brut kann die pflanzliche Nahrung einen Gewichtsanteil von 50 % oder mehr ausmachen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), obwohl die Nestlingsnahrung auch überwiegend aus tierischen Bestandteilen bestehen kann (RUGE 1969). Bevorzugt werden den Jungvögeln als vegetabilische Nahrungsbestandteile Kirsche, Weichsel *Prunus cerasus* und Maulbeeren *Morus alba* bzw. *M. nigra* verabreicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Daneben werden gerne Marillen, Himbeeren *Rubus idaeus*, Erdbeeren *Fragaria* sp. oder Frühäpfel bzw. -birnen *Malus domestica* verfüttert. (RUGE 1969, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Ab Juli verzehren dann Alt- und Jungvögel neben den genannten Steinobstarten auch Walnuss oder Mandel sowie Weinbeeren *Vitis vinifera*.

Die Nahrungssuche und die dabei eingesetzte Technik gleicht dem des Buntspechts (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Zum Nahrungserwerb werden verschiedene Strukturen des Habitats abgesucht und das Erbeuten bzw. Sammeln der Nahrung erfolgt durch Hacken, Stochern und Klauben (WINKLER 1973). Das Hacken ist beim Blutspecht vor allem als Schmiedeverhalten wichtig, bei der Jagd auf holzbohrende Insekten beschränkt sich das Hacken auf das Absprengen der Rinde (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Beim Schmieden werden die Objekte wie Kerne oder Zapfen hinter Rindenschuppen gesteckt und durch Hämmern nutzbar gemacht. Das Stochern spielt beim Blutspecht eine deutlich wichtigere Rolle als beim Buntspecht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Dabei werden durch Einsatz der borstenbewehrten, weit vorstreckbaren Zunge Ritzen und Spalten abgesucht (WINKLER 1973). Eine gerne durchgeführte Tätigkeit ist die Flugjagd (WINKLER 1973). Dabei werden Insekten von einem Sitzplatz erbeutet. Zum Teil werden durch diese Verhaltensweise auch Nahrungsobjekte am Zweigen oder Ästen abgesammelt (z. B. Käfer Coleoptera, Nüsse).

68.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Blutspecht ist ein Bewohner offener Habitate (WINKLER et al. 1995). Im Südosten seines Verbreitungsgebietes bewohnt er lichte montane Wälder und Eichentrockenwälder (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). In Mitteleuropa ist er ein Kulturfolger, der sowohl in ländlichen Siedlungen als auch im städtischen Raum Parks, Friedhöfe, Alleen mit Altbaumbeständen, Streuobstwiesen und (Schreber)gärten annimmt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Weiters besiedelt die Art Weinbaugebiete, sofern diese Obstbäume aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Bevorzugt werden Steinobst wie Mandel *Prunus amygdalus*, Pfirsich *P. persica*, Marille *P. armenica* oder Kirsche *P. avium*, aber auch die Walnuss *Juglans regia*. Einen gern angenommenen Lebensraum stellen Obstbaumkulturen dar. Im offenen Agrarland kann man den Blutspecht entlang von Nuss- und Kirschenalleen finden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Wälder werden von der Art hingegen gemieden (RUGE 1969).

68.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Blutspecht hat im vergangenen 20. Jahrhundert sein Verbreitungsgebiet, das ursprünglich nur Kleinasien, die südkaspische und transkaukasische Region umfasste, deutlich nach Norden hin erweitert (SKAKUJ & STAWARCZYK 1994). 1860 erreichte der Blutspecht bei Istanbul erstmals Europa und dehnte sein Vorkommen bis zum Beginn des 20 Jahrhunderts auf den Balkan aus. In den 1930ern erreichte er Ungarn (GRESCHIK 1939 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die erste Feststellung eines Blutspechts in Österreich erfolgte 1951, wobei er zu diesem Zeitpunkt das weitere Gebiet um den Neusiedler See schon besiedelt hatte (BAUER 1952). Erste Nachweise in der Steiermark erfolgten 1955, wobei sich das Areal und die Verbreitung seither kaum verändert haben dürften (KEPKA 1961, SACKL & SAMWALD 1997). Möglicherweise könnte es eine Limitierung der Ausbreitung nach Norden geben, die auf die im südlichen Gebiet erworbenen Anpassungen zurückgeht

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(WINKLER 1973). So setzt die Jugendmauser beim Blutspecht später ein als bei den nördlichen Arten Buntspecht und Dreizehenspecht *Picoides tridactylus*, deren Mauser der Jungvögel vorverlegt und auf den verkürzten Sommer angepasst ist.

In gewissen Biotopen wie z. B. Parkanlagen können Buntspecht *Dendrocopos major*, Mittelspecht *Dendrocopos medius* und Blutspecht aufeinander treffen, aber der Hauptkonkurrent für den Blutspecht ist der Buntspecht (WINKLER 1973). Zwischen diesen beiden Arten kann es trotz einer gewissen Trennung des Habitats zu interspezifischen Auseinandersetzungen kommen, und die Reviere werden auch gegen die jeweils andere Art verteidigt (WINKLER 1972 & 1973). Dadurch kommt es zu einer klaren Trennung der Reviere zur Brutzeit, wobei sich diese Trennung außerhalb der Brutzeit auflöst (WINKLER 1973). Mit dem Mittelspecht gibt es dagegen kaum eine Konkurrenz (WINKLER 1973). Konkurrenz um den Nistplatz kann mit Staren *Sturnus vulgaris* auftreten. WINKLER (1973) und SZLIVKA (1957) berichten von solchen Vorfällen. Der Blutspecht ist deutlich konkurrenzschwächer und wird durch die Stare gezwungen eine neue Höhle aufzusuchen oder zu bauen.

Wanderungen: Der Blutspecht ist ein Stand- und Strichvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Etwa 80 % der Jungvögel, die in einem neuen Gebiet auftreten sind Jungvögel (SZLIVKA 1957).

68.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Verbreitungsgebiet des Blutspechts reicht vom Süden des Iran und Israel, über Kleinasien bis ins südöstliche Mitteleuropa (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, SKAKUJ & STAWARCZYK 1994, WINKLER et al. 1995).

Europa: In Europa besiedelt der Blutspecht den Großteil der Balkanhalbinsel. Das Vorkommen erstreckt sich im Osten bis nach Moldawien und in die westliche Ukraine. Im Nordwesten reicht es bis nach Ungarn, Slowakei und Tschechien. Die ostösterreichischen Vorkommen liegen am Nordwestrand des Vorkommensareals (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, SKAKUJ & STAWARCZYK 1994, WINKLER et al. 1995). Der Bestand wird auf 120.000-390.000 Brutpaare geschätzt, und die Situation der Art wird als stabil eingestuft (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Blutspecht kommt innerhalb der Europäischen Union nur in Griechenland und in Österreich vor! Der Bestand der Art in der Europäischen Union wird auf 7.000-14.000 Brutpaare geschätzt.

Tabelle: Brutbestand des Blutspechts in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

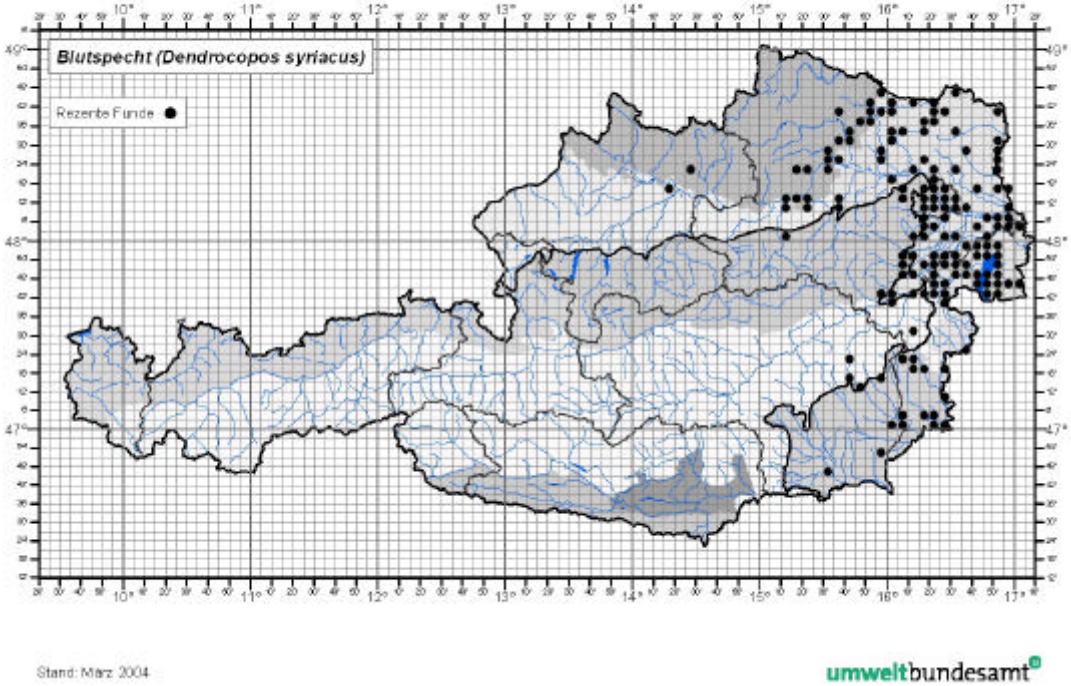
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	2.000-4.000	1998-2002
Griechenland	5.000-10.000	-

Österreich/Verbreitung: Das Vorkommen des Blutspechts beschränkt sich in Österreich auf die klimatische begünstigten Tiefländer und Hügellandschaften im Osten des Landes (DVORAK et al. 1993). Die Schwerpunkte finden sich in den pannonisch geprägten Teilen des Nordburgenlands und des östlichen Niederösterreichs. Hier bewohnt die Art vor allem offene Kulturlandschaften wie Weingärten und kommt in ländlich geprägten Ortschaften vor. Humid getönte Flach- und Hügellandschaften weisen deutlich geringere Dichten auf. Die Art kommt hier hauptsächlich entlang von Flusstälern und in Beckenlagen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung vor. Die regelmäßige Obergrenze der Verbreitung liegt bei 400 m mit den höchsten Vorkommen bei 420 und 450 m (DVORAK et al. 1993). Nur vereinzelt sind Angaben zu Siedlungsdichten und Beständen vorhanden (vgl. BERG 1997).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Brutvorkommen: *Wien*: Der Blutspecht ist vor allem im pannonisch geprägten Siedlungsraum im Osten und Süden der Stadt zu finden. Bemerkenswert sind Vorkommen im innerstädtischen Bereich in Grün- und Parkanlagen. Da ihm hier die klassischen Nahrungsquellen fehlen, weicht er zur Jungenaufzucht oft auf Rasenflächen aus, wo er Regenwürmer *Lumbricus terrestris* erbeutet (ZUNA-KRATKY 1991). Großflächig erreicht die Art im Siedlungsgebiet und im Agrargebiet Dichten von 0,21-0,63 Revieren/km^2 (ABÖ). *Niederösterreich*: Der Blutspecht kommt weit verbreitet, aber in geringen Dichten in den Tief- und Hügellagen des Wiener Beckens und des Weinviertels vor (BERG 1997). So erreichte der Blutspecht auf einer 525,6 ha großen Probefläche bei Ringelsdorf/March eine Dichte von 0,2 Revieren/km^2 (ZUNA-KRATKY 2002). Deutlich lückiger findet man die Art in den Streuobstanbaugebieten des Alpenvorlandes und den Weinbauflächen der Wachau. *Burgenland*: Der Verbreitungsschwerpunkt des Blutspechts liegt in den Trockenlandschaften des Nordburgenlands (DVORAK et al. 1993). Weit schütterer kommt die Art im Südburgenland vor. Hier besiedelt er überwiegend Flusstäler und Beckenlagen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, wobei er als Kulturfolger Siedlungen und Streuobstflächen bewohnt. Wie in den anderen Bundesländern gibt es nur vereinzelt Angaben zu Siedlungsdichten: Nordrand des Neusiedlerseebeckens 0,5-1,0 Brutpaare/km^2 (P. PROKOP & M. STAUDINGER in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). *Steiermark*: Aktuell besteht nur ein regelmäßig besetztes Vorkommen in Hartberg, wobei in den 1970er und 1980er Jahren der Bestand noch bei 5-10 Paaren gelegen haben könnte (SACKL & SAMWALD 1997).

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Oberösterreich*: Der einzige Brutnachweis eines Blutspechts gelang im Jahr 1982 im Bereich des Froschbergs/Linz (HOLZER & HOLZER 1982). In den Folgejahren konnte das Brutvorkommen nicht bestätigt werden.



© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

68.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: ungefährdet, Rote Liste Österreich: LC (least concern/ungefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die seit den 1950er Jahren stattfindende Ausbreitung dürfte abgeschlossen sein (FRÜHAUF 2005). Zur Zeit wird der Bestand des Blutspechts als stabil angesehen, wobei genaue Angaben zu Trends und Beständen weitgehend fehlen (FRÜHAUF 2005). Es kam allerdings in den letzten Jahrzehnten durch die Aufgabe der traditionellen Streuobstkulturen und dem in den Siedlungsrandlagen stattfindenden Verlust von Obstgärten bei gleichzeitiger vermehrter Anpflanzung von Nadelgehölzen zu einem Habitatverlust. Auch durch die Schlägerung von Alleen gingen Lebensräume für die Art verloren. Ausgeglichen wurde dies vermutlich durch eine massive Ausweitung der Gartensiedlungen in den Randlagen von Ortschaften (FRÜHAUF 2005).

Gefährdungsursachen: Zu den Gefährdungsfaktoren zählen Habitatverluste durch Flurbereinigungen, Vernichtung hochstämmiger (Streu)Obstgärten, die Rodung von Alleen und die vermehrte Pflanzung von Nadelgehölzen in den Gärten bei gleichzeitigem Fällen von Obstbäumen (BERG 1997, FRÜHAUF 2005). Auch die Verbauung und Zersiedelung ehemals dörflich geprägter Siedlungsräume in Stadtrandlagen führt zu großflächigen Habitatverlusten (BERG 1997).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: In erster Linie ist hier die Notwendigkeit eines artspezifischen Monitorings zu nennen, da Angaben zu Bestandszahlen und vor allem Trends nur vereinzelt bis nicht vorhanden sind. Die Förderung der Anpflanzung (hochstämmiger) Obstbäume würde in vielen Bereichen zu einer deutlichen Verbesserung der Habitatqualität führen bzw. zu einer Neubesiedlung von Flächen führen. Auch ein Stopp des zur Zeit stattfindenden Austausches von Obstbäumen durch Nadelgehölz würde dem Blutspecht entgegenkommen.

68.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Blutspechts weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

68.1.9 Kartierung

Wie bei anderen Spechtarten ist eine Kombination aus Revierkartierung und Höhlensuche am besten geeignet. Die Brutsaison reicht in Mitteleuropa von Mitte April bis Ende Mai, seltener bis Juni (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Das Trommeln ist seltener als beim nah verwandten Buntspecht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Je höher die Anzahl der Begehungen, umso genauer kann man Reviere gegeneinander abtrennen. Die genausten, aber aufwendigsten Daten erhält man durch die Suche der Nisthöhlen.

68.1.10 Wissenslücken

Wie schon öfters erwähnt bestehen große Wissenslücken bezüglich Bestandsgrößen, Dichten und Trends. Überhaupt fehlen grundlegende Arbeiten zu Habitatnutzung, Populationsökologie und -dynamik. Der Blutspecht zählt zu den am wenigsten bearbeiteten Arten in Österreich und auch europaweit.

68.1.11 Literatur

BAUER, K. (1952): Der Blutspecht Brutvogel in Österreich. J. Orn. 93: 104-111.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

HOLZER, G. & HOLZER, G. (1982): Erstnachweis der Brut des Blutspechts (*Dendrocopus syriacus*) für Oberösterreich im Stadtgebiet von Linz. ÖKO L (4/4): 18-22.

KEPKA, O. (1961): Der Blutspecht (*Dendrocopos syriaus*) überwintert in Graz. Egretta 4: 49-50.

RUGE, K. (1969): Beobachtungen am Blutspecht *Dendrocopos syriacus* im Burgenland. Vogelwelt 90: 201-223.

SKAKUJ, M. & STAWARCZYK, T. (1994): Die Bestimmung des Blutspechts *Dendrocopos syriacus* und seine Ausbreitung in Mitteleuropa. Limicola 8: 217-241.

SZLIVKA, L. (1957): Von der Biologie des Blutspechtes und seinen Beziehungen zu Staren, *Sturnus vulgaris*, Larus 9/10: 48-70.

WICHMANN, G. & DVORAK, M. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Punkttaxierung aus den Jahren 2000 und 2001. Studie i. Auftr. d. MA 22. Wien. 64 pp.

WINKLER, H. (1972): Beiträge zur Ökologie des Blutspechts (*Dendrocopos syriacus*). Das nichtreproduktive Verhalten. Z. Tierpsychol. 31: 300-325.

WINKLER, H. (1973): Nahrungserwerb und Konkurrenz des Blutspechts *Picoides (Dendrocopos) syriacus*. Oecologia 12: 193-208.

ZUNA-KRATKY, T. (1991): Das Vorkommen von Spechten im Wiener innerstädtischen Grünflächen. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 2: 15-20.

ZUNA-KRATKY, T. (2002): Die Brutvögel zweier Intensiv-Ackerbaugebiete im nordöstlichen Weinviertel (NÖ). Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 13: 53-60.

68.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Blutspecht ist in seinem österreichischen Verbreitungsgebiet ein weit verbreiteter Brutvogel. Da der Lebensraum der Art mehr oder weniger flächig ausgebildet ist, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet. Quantitative Angaben zu den Lebensraumansprüchen der Art fehlen vollkommen, dadurch ist es nicht möglich Habitatindikatoren anzugeben. Die Überprüfung des Erhaltungszustandes kann ausschließlich über Bestand und Bestandsentwicklung erfolgen.

68.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

68.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte (außerhalb von Siedlungen)	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 1,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 0,3- 1,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 0,3

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

68.3 Bewertungsanleitung

68.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

68.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Indikatoren „A“, Bestandsentwicklung „B“ & Siedlungsdichte „A“

Erhaltungszustand „B“: Beide Indikatoren „B“, Bestandsentwicklung „A“ & Siedlungsdichte „B“

Erhaltungszustand „C“: Beide oder ein Indikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

69 A238 *DENDROCOPOS MEDIUS*

69.1 Schutzobjektsteckbrief

69.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Mittelspecht

Englisch: Middle Spotted Woodpecker, Französisch: Pic mar Italienisch: Picchio rosso mezzano, Spanisch: Pico mediano

69.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Piciformes – Spechtvögel, Familie Picidae – Spechte

Merkmale: Der Mittelspecht wird wie auch der Buntspecht zur Gattung *Dendrocopos* gezählt, die eine Gruppe von überwiegend schwarz und weiß gezeichneter Spechte ist. Der Mittelspecht ist durch einen roten Scheitel und einen rosa Steiß gekennzeichnet. Die Flanken sind dunkel gestrichelt.

69.1.3 Ökologie

Sozialverhalten: Zur Brutzeit ist der Mittelspecht territorial und monogam (MICHALEK 1998, PASINELLI 1999). Außerhalb der Brutsaison ist die Art meist solitär und weist keine territorialen Verhaltensweisen auf (PASINELLI 2003). Mittelspechte bleiben im Winter in der näheren Umgebung des Brutreviers (PETTERSSON 1984 in PASINELLI 2003, PASINELLI 1999), wobei Kernareale der Winterreviere mit den Kernarealen zur Brutzeit eng zusammenhängen dürften (BACHMANN & PASINELLI 2002).

Fortpflanzung: Die Bruthöhle des Mittelspechts wird bevorzugt in abgestorbenen Ästen von Laubbäumen angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Zur Wahl der Bruthöhle liegen wenig konkrete Befunde vor: Bevorzugt werden Eichen *Quercus* sp., Schwarzerlen *Alnus glutinosa*, Weiden *Salix* sp., Pappeln *Populus* sp. und Wildobstbäume; häufiger als bei den meisten anderen heimischen Spechtarten werden die Höhlen in starken, teilweise nahezu waagrechten Seitenästen angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Im Nationalpark Bialowieza in Ostpolen entfielen von 73 Höhlen 29 % auf die Hainbuche *Carpinus betulus*, 25 % auf Stieleichen *Quercus robur* und 21 % auf Schwarzerlen (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986), in Baden-Württemberg von 25 Höhlen 36 % auf Apfelbäume *Malus sylvestris* und 32 % auf Eichen (SCHUBERT 1978). Der Großteil der Bruthöhlen wird in abgestorbenen Bäumen oder Baumteilen angelegt (mindestens 53 % in Ostpolen, 90 % im nordöstlichen Harz; WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, GÜNTHER 1992). Mittelspechthöhlen liegen zumeist höher als Buntspechthöhlen, so z. B. 14,9 bzw. 12 m im Nationalpark Bialowieza, 4,9 bzw. 6,6 Meter im nordöstlichen Harz (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, GÜNTHER 1993), zusätzlich baut die Art auch in schwächere Bäume und vermindert damit möglicherweise die Konkurrenz zum größeren Buntspecht (GÜNTHER 1993). Das Gelege besteht aus durchschnittlich 5-6 Eiern und ist meist Ende April vollständig. Die Nestlingszeit beträgt etwa 20-23 Tage (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Der Bruterfolg ist vom Wetter abhängig. Tiefe Temperaturen und lange Regenperioden zur Nestlingszeit wirken sich aufgrund schlechter Nahrungsverfügbarkeit negativ auf den Erfolg aus (PASINELLI 2001).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Mittelspechts besteht zu allen Jahreszeiten vorwiegend aus an der Oberfläche (Rinde, Stamm, Zweige und Blätter) lebenden Arthropoden (hauptsächlich kleine Käferimagines und Ameisen), pflanzliche Nahrung ist selten und wird vor allem im Herbst und Winter aufgenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, PASINELLI 2003); im Frühjahr kann auch Baumsaft eine gewisse Rolle spielen (JENNI 1983).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

An die Jungvögel werden u.a. Schmetterlingsraupen Lepidoptera, Käfer Coleoptera, Ameisen Formicidae, Schnaken Tipulidae, Spinnen Araneae und Blattläuse Rhynchota verfüttert (JENNI 1983, RUGE 1986).

Im Gegensatz zum Buntspecht, der seine Nahrung hauptsächlich durch Hacken erbeutet, erfolgt die Nahrungssuche beim Mittelspecht zu allen Jahreszeiten hauptsächlich durch Stochern nach in Ritzen oder an der Oberfläche der Baumrinde lebenden Insekten, im Frühjahr und Sommer zusätzlich auch durch Abklauben von Blättern (JENNI 1983); die Art wird deshalb auch als „Suchspecht" bezeichnet, der Buntspecht hingegen als „Hackspecht"; diese Unterschiede wurden bereits mehrfach in verschiedenen Regionen beschrieben und belegt (JENNI 1983, PETTERSON 1983, PASSINELLI & HEGELBACH 1997). Die detailliertesten Untersuchungen wurden in der Schweiz (JENNI 1983) durchgeführt: Der Mittelspecht nutzt hier zu allen Jahreszeiten bevorzugt Eichen (50-80 %), in zweiter Linie Eschen und Hainbuchen; die eindeutige Bevorzugung von Eichen wurde z. B. auch in Baden-Württemberg nachgewiesen (RUGE 1986). Im Winter wird vorwiegend der untere Kronenbereich, seltener Stämme abgesucht, im Sommer bevorzugt der obere Kronenbereich (JENNI 1983, RUGE 1986). Tote und relativ dicke Äste wurden nach JENNI (1983) dabei eindeutig bevorzugt, nur 1/4 (Eichen) bzw. 1/3 (andere Baumarten) der nahrungssuchenden Spechte wurden auf lebenden Ästen beobachtet. In Schweden zeigten Mittelspechte deutliche Unterschiede in der Nutzung von Totholz über das Jahr hinweg (PETTERSON 1983). Während zur Brutzeit auf Totholz etwa 6-21 % der Beobachtungen gemacht wurden, wurden Mittelspechte im Winter zu 43 % auf totem Material angetroffen, wobei toten Ästen zentrale Bedeutung zukam.

69.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Mittelspecht besiedelt Laubmischwälder, die einen hohen Anteil an grobborkigen Baumarten aufweisen. In erster Linie handelt es sich in Mitteleuropa um eutrophe und mesotrophe Eichenwälder (Eichen-Hainbuchenwälder, Zerreichenwälder) sowie Auwaldgesellschaften mit Stieleiche auf mäßig feuchten bis mäßig trockenen Böden. Mittelwaldbewirtschaftung schafft für die Art besonders geeignete Lebensräume (DVORAK et al. 1993, WINKLER et al. 1995, PASINELLI 2003). Eine Reihe von Studien belegen aber die Besiedlung von Waldbeständen ohne Eichenvorkommen, die einen hohen Anteil an anderen grobborkigen Baumarten wie Weide, Erle oder Esche aufweisen (STEINFATT 1940, JENNI 1977, GÜNTHER & HELLMANN 1997, ZUNA-KRATKY et al. 2000, DÖRRIE 2001, FLADE 2001, WICHMANN & FRANK 2003). Im Anschluss an Brutvorkommen in Wäldern werden gebietsweise auch Parks oder extensiv genutzte, alte Streuobstbestände besiedelt (HOCHEBNER 1993, WICHMANN & FRANK 2003). Entscheidenden Einfluss auf die Besiedlung übt das Bestandsalter aus. Im allgemeinen werden Wälder unter 80-100 Jahren nicht besiedelt (BÜHLMANN 1993, BECKER & HEYNE 1994, HEINZE 1995, WICHMANN & FRANK 2003).

Die Bedeutung des Totholzangebots für das Nahrungsangebot und als Brutplatz wird in der Literatur unterschiedlich bewertet. Nach PASINELLI (1999) und PASINELLI & HEGELBACH (1997) stellt das Angebot von Totholz für die Nahrungsökologie nur eine untergeordnete Bedeutung dar, wenngleich einige Autoren auf die Präferenz von Alteichenbeständen mit abgestorbenen Kronenbereichen hinweisen (MÜLLER 1982, FLADE & MIECH 1986). Nach PETTERSON (1983) ist die Nutzung von Totholz saisonabhängig. Besonders im Winter kam dem Totholz hohe Bedeutung zu. WINKLER et al. (1995) beschreiben die bevorzugte Anlage der Nisthöhle in abgestorbenen Bäumen und PASSINELLI (2000) weist das Angebot an „potentiellen Höhlenbäumen" als wesentlichen Einflussfaktor auf die Siedlungsdichte aus. JENNI (1977) hingegen schließt das Höhlenangebot als limitierenden Faktor im Allschwiler Wald bei Basel aus. Zweifelsohne erhöht Totholz den Strukturreichtum eines Waldes und übt über erhöhtes Insektenangebot und erweitertes Höhlenangebot positiven Einfluss auf den Bestand des Mittelspechts aus (SEEWITZ & KLAUS 1999, WICHMANN & FRANK 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Einen bedeutenden Faktor stellen, angesichts der geringen Mobilität des Mittelspechtes, Größe und Isolationsgrad der Wälder dar; kleine isolierte Eichenwälder werden umso eher besiedelt, je näher sie einem größeren Bestand liegen (MÜLLER 1982). Im Kanton Zürich/Schweiz blieben Wälder unter fünf Hektar unbesiedelt, während in Beständen über 40 ha in allen Wäldern Mittelspechte zu finden waren (MÜLLER 1982). Wälder unter 40 ha, die weiter als neun Kilometer von einem großen Eichenbestand entfernt waren, blieben ebenfalls unbesiedelt, die Wahrscheinlichkeit, dass in solchen kleinen Waldflächen Mittelspechte brüten steigt, je näher sie zu einem größeren Vorkommen liegen (MÜLLER 1982). Die spezielle Bedrohung isolierter Kleinvorkommen wurde auch in Baden-Württemberg nachgewiesen, wo die Art aus einer optimalen 72 ha großen Eichenwaldfläche, die nicht verändert wurde, innerhalb von 15 Jahren verschwand (BRULAND 1993). Auch RUGE & GÖRZE (2001) weisen auf die Problematik der Isolierung an Beispiel von Parkanlagen hin.

69.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die Siedlungsdichte des Mittelspechts liegt zumeist unter der des Buntspechts; in durchschnittlichen homogenen Flächen unter zwei Quadratkilometern finden sich kleinflächig zwischen 0,5 und 1,4 Reviere/10 ha, während optimale Habitate (Eichenreinbestände und Harte Auen) Dichten von 2-3,5 Revieren/10 ha erreichen können (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, GÜNTHER 1992, JENNI 1977, SPITZNAGEL 1990, FLADE & MIECH 1986); im Wienerwald wurden in Optimalhabitaten sogar fast vier Reviere/10 ha gezählt (SCHMALZER 1990). Großflächig erreicht der Mittelspecht Dichten von 0,2-0,99 Reviere/10 ha (GÜNTHER 1992, DÖRRIE 2001, WICHMANN & FRANK 2003). Nach BACHMANN & PASSINELLI (2002) besaßen Mittelspechte in einem Waldgebiet im Norden des Kantons Zürich zur Brutzeit einen Aktionsraum von 3,7 ha, im Winter stieg dessen Größe auf etwa 13,4 ha an.

69.1.6 Verbreitung und Bestand

Global und Europa: Das Verbreitungsgebiet des Mittelspechts beschränkt sich auf die Laubwaldzone der westlichen Paläarktis, mehr als die Hälfte des Areals entfällt auf Europa. Die westlichsten Vorkommen liegen in Nordwestspanien und Frankreich, von dort ist die Art über die Laubwaldgebiete Mittel- und Osteuropas östlich bis Weißrussland, Moldawien und Südrussland verbreitet. In Nordeuropa fand sich bis in die frühen 1980er Jahre ein Reliktvorkommen in Südschweden (PETTERSON 1985a), in Südeuropa fehlt der Mittelspecht auf den großen Mittelmeerinseln, brütet in Südfrankreich und auf der Apenninenhalbinsel nur sehr lokal und erreicht am Balkan vereinzelt den Peloponnes. Im Südosten erstreckt sich das Areal über die südliche, westliche und nördliche Türkei und den Kaukasus bis ins Zagrosgebirge im westlichen Iran (WINKLER et al. 1995, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Der europäische Bestand wird auf 60.000-150.000 geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Mittelspechts belief sich in den 1990er Jahren auf etwa 20.000-56.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestand des Mittelspechts in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	2.900-4.300	1998-2002
Belgien	400-800	1981-1990
Frankreich	5.000-25.000	1997
Deutschland	9.000-19.000	
Griechenland	2.000-5.000	
Italien	300-500	1988-1997
Luxemburg	200-300	
Spanien	650-680	

Österreich/Verbreitung: In Österreich ist der Mittelspecht lediglich in den größeren Laubmischwäldern der (pannonisch beeinflussten Bereiche) Niederösterreichs, Wiens und des nördlichen Burgenlandes sowie in Teilen des niederösterreichischen Alpenvorlandes und in den unteren Murauen weiter verbreitet, die übrigen Teile seines Verbreitungsgebiets im Alpenvorland und im Waldviertel sowie in den waldärmeren Gegenden im Osten Niederösterreichs sind eher lokal besiedelt. Die Art brütet derzeit nur in fünf Bundesländern regelmäßig, wobei in Niederösterreich mit 2.000-3.000 Brutpaaren der größte Anteil am Gesamtbestand beheimatet ist (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.).

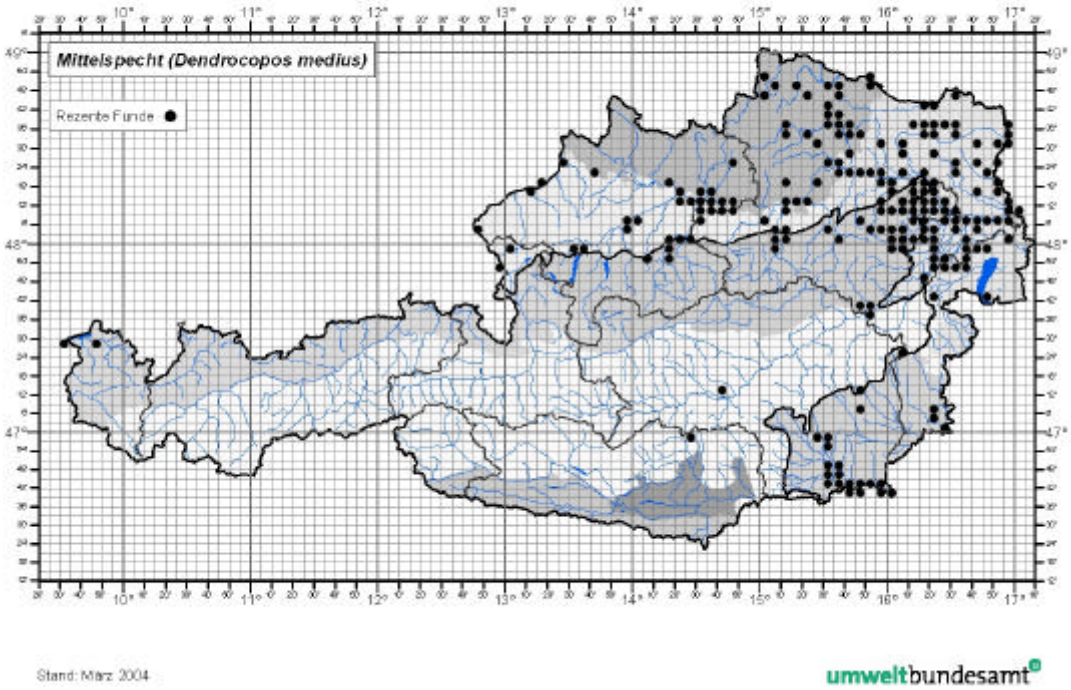
Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Eine ausführliche Studie über die Situation des Mittelspechts wurde im Jahr 2001 durchgeführt (WICHMANN & FRANK 2003). So entfallen auf den Wienerwald 71 % des Bestands, wobei der Lainzer Tiergarten 39 % beherbergt. Jeweils 13 % weisen der Prater und die Lobau auf. Vereinzelte Vorkommen in Parks, Friedhöfen, Streuobstwiesen oder Kleingärten nehmen einen Anteil von drei Prozent ein (vgl. ZUNA-KRATKY 1991). Auf 29 Probeflächen von etwa 150 ha wurden folgende Dichten gefunden: Lobau: 0,3 Reviere/10 ha, Prater 0,99 Reviere/10 ha, Wiener Wald 0,46 Reviere/10 ha (Lainzer Tiergarten 0,59 Reviere/10ha). Kleinräumig können im Wienerwald in reinen Eichenbeständen Spitzenwerte bis zu 3,8 Brutpaaren/10 ha erreicht werden, derartige Flächen sind hier jedoch nur sehr kleinräumig vorhanden (vgl. SCHMALZER 1990, SACHSLEHNER 1995, MICHALEK 1998, MICHALEK et al. 2001). *Niederösterreich*: Die Hauptvorkommen liegen einerseits in den Eichen-Hainbuchenwäldern des Flyschwienerwald und des Weinviertels sowie in den Auwäldern an Donau, March und Thaya (BERG 1997). Gleiches gilt, obwohl nur wenige konkrete Beobachtungen vorliegen, wahrscheinlich auch für das Leithagebirge, wo die Art jedenfalls im burgenländischen Teil häufig auftritt. Weitgehend flächig ist nach den bislang vorliegenden Daten auch die Flyschzone im niederösterreichischen Alpenvorland besiedelt, wo sich Brutvorkommen nicht nur in Wäldern, sondern verbreitet auch in angrenzenden Streuobstbeständen bis 650 m Höhe finden (HOCHEBNER 1993). Eher lokaler Natur sind hingegen die Vorkommen in den Wäldern des Weinviertels (Schwarzwald, Ernstbrunner Wald, Rohrwald, Hochleithenwald, Matzener Wald). Gleiches gilt für das Wiener Becken, wo Mittelspechte weitgehend auf die wenigen Schlossparke mit Altbaumbeständen, einzelne Waldreste sowie die Leithaauen beschränkt sind (BERG 1997, ABÖ). Im Waldviertel sind die meisten Brutplätze auf die wenigen Laubwaldreste an den Flüssen (Kamp, Pulkau, Thaya) beschränkt, nur ganz vereinzelt ist die Art auch in den nadelholzdominierten Wäldern des nordwestlichen Waldviertels zu finden (BERG 1997). Am Alpenostrand ist der Mittelspecht regelmäßig bis etwa zum Triestingtal vertreten, weiter südlich liegen lediglich Brutzeitbeobachtungen aus dem Schwarzatal zwischen Reichenau und Gloggnitz sowie aus der Umgebung von Schottwien vor (ARCHIV BIRDLIFE ÖSTERREICH). Großflächige Bestandsaufnahmen in den Donauauen oberhalb und unterhalb Wiens brachten folgende Ergebnisse: Stockerauer Augebiet 12-13 Brutpaare auf 5,2 km²

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(2,3/km²) (STRAKA 1989), Klosterneuburger Augebiet ca. 11 Brutpaare auf 7,4 km² (ca. 1,5/km²) (ZWICKER 1986), Mannswörther Au ca. 36 Brutpaare auf sechs km² (ca. 6/km²) (ZWICKER 1986), Augebiet bei Eckartsau sieben Brutpaare auf 106 ha (7,5/km²) (KOLLAR & SEITTER 1990) und Donauauen bei Petronell, Witzelsdorf und Stopfenreuth 90 Brutpaare auf 19,2 km² (4,7/km²) (WINDING & STEINER 1988). Aufgrund dieser Angaben kann man in den Donauauen mit einer mittleren Dichte von 2-3 Brutpaaren pro km² rechnen. Großflächig ähnliche Werte mit 2,6 Brutpaaren/ km² erreicht der Mittelspecht im Nationalpark Thayatal, wobei der Bestand auch um das 2-2,5-fache höher liegen könnte (POLLHEIMER 2001). Im niederösterreichischen Alpenvorland wurden im Gemeindegebiet von Eschenau (10,1 km²) 14-15 Paare (1,4/km²) erfasst, was hochgerechnet für den Bezirk Lilienfeld (104 km²) einen Brutbestand von 140-150 Paaren ergibt (HOCHEBNER 1993). Im Waldviertel fanden sich auf einer 13 km² großen Probefläche am mittleren Kamp acht Brutpaare (0,6/km²) (P. SACKL in DVORAK et al. 1993), der Brutbestand für das gesamte mittlere Kamptal (55 km² inklusive Kulturland) wird auf ca. 20 Paare geschätzt (SACHSLEHNER & SCHMALZER 1995). Im Raum Krems (19,5 km² Waldfläche) wird mit ca. 10 Paaren gerechnet (WENGER 1995). *Burgenland*: Der Mittelspecht ist ein verbreiteter Brutvogel des Leithagebirges, brütet vereinzelt auch in den Auwäldern der Leitha und dürfte lokal auch im Rosaliengebirge brüten, wo aktuelle Hinweise aus dem Bereich nördlich von Forchtenstein vorliegen (ABÖ). Aus dem südlichen Burgenland sind hingegen keine regelmäßig besetzten Brutplätze bekannt, Brutzeitbeobachtungen bei Pinkafeld und aus dem Stremtal lassen aber vereinzelte Vorkommen möglich erscheinen (ABÖ). *Steiermark*: Die einzigen regelmäßig besetzten, erst 1978 entdeckten Brutvorkommen finden sich in den unteren Murauen südlich von Graz zwischen Kalsdorf und Bad Radkersburg (BRANDNER & STANI 1982, SACKL & SAMWALD 1997). Von hier reichen vereinzelt Vorkommen in die Auwaldreliktbestände der Sulm und Laßnitz (SACKL & SAMWALD 1997). Linientaxierungen an der Mur zwischen Bad Radkersburg und Mureck ergaben auf 11 km 20 Reviere (0,4 Reviere/10 ha, BRANDNER & STANI 1982). Im Auwaldgebiet der Unteren Mur werden kleinflächig mittlere Dichten von 1,2 Brutpaaren/10 ha (max. 2,7 Reviere/10 ha) erreicht (ILZER 1993 in SACKL & SAMWALD 1997), Werte, die durchaus mit den Donauauen vergleichbar sind. *Oberösterreich*: Aktuelle Nachweise des Mittelspechts konzentrieren sich auf die Flüsse Inn, Donau, Traun, Enns und die untere Steyr (BRADER & AUBRECHT 2003). Überraschenderweise schien die Art Anfang bis Mitte des vorigen Jahrhunderts im Alpenvorland häufiger anzutreffen zu sein als der Buntspecht (STEINPARZ 1929 & 1938, WATZINGER 1913).

Österreich/Erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Salzburg*: Derzeit ist kein regelmäßig besetzter Brutplatz bekannt, einzelne Brutzeitbeobachtungen im April 1981, Juni 1982 und April 1987 in den Salzachauen bei Anthering sowie im Juni 1985 bei Innerwall (ARCHIV BIRDLIFE ÖSTERREICH, MORITZ & WINDING 1994) lassen ein sporadisches Vorkommen im Flachgau jedoch möglich erscheinen.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



69.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4, Rote Liste Österreich: NT (near threatend – potenziell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Als spezialisierte Art hat der Mittelspecht in den letzten Jahrhunderten und Jahrzehnten in Mitteleuropa durch forstliche Intensivierungen wie die Überführung von Mittel- in Hochwälder, die generelle Verkürzung der Umtriebszeiten, die Anlage von Pappelmonokulturen in Auwäldern, die Aufgabe von Eichenwertholzkulturen und nachfolgende Umwandlung in Nadelwälder sicherlich starke Einbußen erlitten (JENNI 1983, BAUER & BERTHOLD 1996, PASINELLI 2003). Gerade in Randbereichen der Verbreitung kam es dadurch zu starker Isolation einzelner Populationen, die dann gänzlich verschwanden (PETTERSON 1985A; BAUER & BERTHOLD 1996, PASINELLI 2003). Mangels älterer oder längerfristiger Untersuchungen liegen für Österreich keine konkreten Angaben über Bestandsveränderungen der oft recht unauffälligen Art in den letzten Jahrzehnten vor. Ältere Angaben aus dem ober- und niederösterreichischen Alpenvorland lassen jedoch auf einen gebietsweisen Rückgang schließen (DVORAK et al. 1993).

Gefährdungsursachen: In Zukunft wird sich der wohl meist emissionsbedingt bevorstehende Zusammenbruch der Eichenbestände und die gleichzeitig stattfindende Aufgabe der Mittel- und Eichenwaldbewirtschaftung (derzeit stark im Weinviertel), beschleunigt möglichwerweise durch Trockenjahre, mittel- und langfristig ungünstig auf die Populationsentwicklung auswirken und lokal auch (vor allem längerfristig) zum Verschwinden der Art führen (FRÜHAUF 2005). Vorwiegend kleine, isolierte Populationen sind bei dieser sehr standorttreuen Art, wie verschiedene Untersuchungen gezeigt haben, besonders gefährdet, auch dann, wenn das Habitat augenscheinlich unverändert bleibt (PETTERSSON 1985, MÜLLER 1982, BRULAND 1993). Aus Ös-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

terreich sind keine konkreten Angaben über Rückgangsursachen verfügbar, lediglich für das niederösterreichische Voralpenland wird die Umwandlung von Eichenwäldern in Nadelforste als Gefährdungsfaktor angeführt (DVORAK et al. 1993). Angesichts der Abnahme der Eichenwaldfläche in Ostösterreich und der weitverbreiteten Anpflanzung von Pappel-Monokulturen in den Auen in den 1960er und 1970er Jahren ist jedenfalls mit einer Bestandsabnahme dieser spezialisierten Art zu rechnen. Desgleichen zeigen Untersuchungen aus der Schweiz deutlich negative Trends für bestimmte Gebiete (BIBER 1984).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Von WICHMANN & FRANK (2003) liegen für Wien aufgrund eingehende Untersuchungen und Richtlinien für geeignete Schutzmaßnahmen vor, die auch auf andere Bundesländer übertragbar ist. Priorität genießt natürlich die Erhaltung von größeren Eichenwäldern und eichenreichen Laubmischwäldern (vgl. PASINELLI 2003). Die großflächige Außernutzungstellung von eichenreichen Waldbeständen scheint an Standorten in Schutzgebieten (z.B. Biosphärenpark Wienerwald) zielführend zu sein, auf denen die Eiche ein wesentlicher Bestandteil der potentiell-natürlichen Vegetation ist (vgl. auch GÜNTHER 1992). Die Erhöhung der Umtriebszeit auf 250 Jahre erhöht die Habitatqualität entscheidend (HÖLZINGER 1987). RIESS (1986) kalkuliert als Minimalareal für Populationen mittelgroßer Vogelarten eine Fläche von 1.000 ha. Um eine langfristig überlebensfähige Population zu sichern, ergibt sich ein kalkulierter Flächenbedarf für den Mittelspecht von 2.000 ha (HOVESTADT et al. 1992 in JEDICKE 1994). Kleinflächig kommen dem Mittelspecht Altholzinseln bzw. das Stehen lassen von Eichenüberhältern entgegen (vgl. auch BÜHLMANN 1993, ZUNA-KRATKY 1994). Nach BÜHLMANN (1993) müssen Altholzinseln eine Mindestausdehnung von 10 ha aufweisen und dürfen nach Möglichkeit nicht weiter als drei Kilometer voneinander entfernt sein. Nach MÜLLER (1982) sollten Alteichenbestände eine Mindestgröße von 30-40 ha aufweisen und in enger Nachbarschaft zueinander befinden. Die Eichenüberhälter sollten maximal 50 m voneinander entfernt stehen. In diesem Zusammenhang muss die Förderung der Mittelwaldbewirtschaftung erwähnt werden, die dem Mittelspecht zumindest gebietsweise entgegenkommt (MÜLLER 1982, BÜHLMANN 1993). Suboptimale Habitate, die vom Mittelspecht besetzte Wälder umgeben, stellen wichtige „Warteräume“ für unverpaarte Individuen dar (PASINELLI et al. 2001), die bei Migrationsbewegungen auch als Trittsteine fungieren können (PETTERSON 1985b). In diesen Gebieten sollten alle Eichen erhalten bleiben (PASINELLI 2003).

Weiters stellt die Erhaltung oder Förderung anderer grobborkiger Baumarten wie Silberweide oder Esche eine wichtige Managementmaßnahme dar (vgl. auch DÖRRIE 2001). Die Bruthöhlenbäume sollten einen Mindestbrusthöhendurchmesser von 20 cm aufweisen (PASINELLI 2003). Die genannten Maßnahmen – z.B. die Förderung der traditionellen Mittelwaldbewirtschaftung –, sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung

69.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung den Mittelspecht in Europa stark verantwortlich. Die Erhaltung größerer Eichenwälder kommt nicht nur dem Mittelspecht zugute, sondern sichert auch den Fortbestand der arten- und individuenreichsten Vogelgemeinschaften Mitteleuropas und sollte daher ein vordringliches Anliegen des Naturschutzes sein.

69.1.9 Kartierung

Die Erfassung des Mittelspechts erfordert eine artspezifische Untersuchungsmethode, da er besonders in Gebieten mit geringer Dichte ausgesprochen unauffällig sein kann (BÜHLER 1976, SCHUBERT 1978, SÜDBECK & GALL 1993). Die Gebiete sollten flächig begangen werden, wobei die Kontrollen im März und April (an milden Tagen schon im Januar oder Februar) während des mittleren und späteren Vormittags stattfinden sollten. SÜDBECK & GALL

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(1993) empfehlen mindestens fünf Kartierungsgänge. Der Einsatz von Klangattrappen ist empfehlenswert, wobei einerseits die Ergebnisse vorsichtig interpretiert werden sollten und andererseits aus Artenschutzgründen ein intensiver und unüberlegter Einsatz zu vermeiden ist (CONRADS & CONRADS 1992, SÜDBECK & GALL 1993). Das Suchen von Höhlen ist aufgrund der leisen Bettelrufe der Jungvögel ausgesprochen aufwändig und ist für großflächige Bestandserhebungen nicht geeignet (BÜHLER 1976, GÜNTHER 1992).

69.1.10 Wissenslücken

Obwohl in den letzten Jahren wesentliche Fortschritte gemacht wurden (BRANDNER & STANI 1982, SCHMALZER 1990, HOCHEBNER 1993, WICHMANN & FRANK 2003), sind Verbreitung und Bestand in einigen Teilen des österreichischen Areals, vor allem in suboptimalen Biotopen und an den Rändern des Verbreitungsgebiets, immer noch unzureichend bekannt. Weiters fehlen in Österreich populationsökologische Studien z. B. zum Bruterfolg.

69.1.11 Literatur

BACHMANN, S. & PASINELLI, G. (2002): Raumnutzung syntop vorkommender Buntspechte *Dendrocopos major* und Mittelspechte *D. medius* und Bemerkungen zur Konkurrenzsituation. Ornithol. Beob. 99: 33-48.

BECKER, M. & HEYNE, K.-H. (1994): Verbreitung und Bestand des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*) im Raum Trier, westliche Rheinland-Pfalz. Dendrocopos 21: 17-27+Anhang.

BIBER, O. (1984): Bestandesaufnahmen von elf gefährdeten Vogelarten in der Schweiz. Orn. Beob. 81: 1-28.

BÜHLER, U. (1976): Untersuchungen zur Rolle der waldbaulichen Betriebsart und der Waldstruktur für die Verbreitung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius L.)*. Diplomarbeit ETH Zürich.

BÜHLMANN, J. (1993): Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern - Grundlage für den Schutz des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 163-169.

BRANDNER, J. & STANI, W. (1982): Über die Verbreitung des Mittelspechts (*Picoides medius*) im unteren Murtal der Steiermark. Egretta 25: 20-22.

BRULAND, W. (1993): Über Lebensräume und Verbreitung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 39-49.

CONRADS, K. & CONRADS, W. (1992): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) im Beller Holz (Kreis Lippe). Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld 33: 5-46.

DÖRRIE, H.H. (2001): Der Mittelspecht *Picoides medius* in Südsachsen – Bilanz einer qualitativen Bestandsaufnahme im Frühjahr 2000 mit Anmerkungen zu seiner Naturgeschichte. Naturkundl. Ber. zur Fauna u. Flora in Süd-Niedersachsen: 122-140.

FLADE, M. (2001): Aktuell laufende Untersuchungen an Spechten in den Großschutzgebieten Brandenburgs – unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechts *Picoides medius*. Vortrag. International Woodpecker Symposium. Berchtesgaden.

FLADE, M. & MIECH, P. (1986): Brutbestand und Habitat der Spechte südlich von Wolfsburg unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) und des Grauspechts (*Picus canus*). Vogelkundl. Ber. Niedersachsen 18: 33-56.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GÜNTHER, E. (1992): Untersuchung zum Brutbestand, zur Bestandsentwicklung und zum Habitat des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*) im nordöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt). Orn. Jber. Mus. Heineanum 10: 31-53.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GÜNTHER, E. (1993): Zur Wahl des Höhlenstandortes von Bunt- und Mittelspecht (*Dendrocopos major* und *D. medius*) im nordöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt). Orn. Jber. Mus. Heineanum 11: 67-73.

GÜNTHER, E. & HELLMANN, M. (1997): Der Mittelspecht und die Buche. Versuch einer Interpretation seines Vorkommens in Buchenwäldern. Orn. Jber. Mus. Heineanum 15: 97-108.

HEINZE, J. (1995): Der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) und die Gefährdung seines Lebensraumes im nordwestlichen Teil des Hildesheimer Waldes. Naturkdl. Mitt. Orn. Verein Hildesheim 16: 103-118.

HOCHEBNER, T. (1993): Siedlungsdichte und Lebensraum einer randalpinen Population des Mittelspechts (*Picoides medius*) im niederösterreichischen Alpenvorland. Egretta 36: 25-37.

HÖLZINGER, J. (1987): Mittelspecht – *Picoides medius* (Linné, 1758). In HÖLZINGER, J. (Herausg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Artenhilfsprogramme. Avifauna Baden-Württemberg. Karlsruhe/Stuttgart: 1142-1147.

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Eugen Ulmer, Stuttgart : 287.

JENNI, L. (1977): Zur Bestandsentwicklung und Biotopwahl von Mittelspecht und Buntspecht, *Dendrocopos medius* und *major*, im Allschwiler-Wald bei Basel. Orn. Beob. 74: 62-70.

JENNI, L. (1983) Habitatnutzung, Nahrungserwerb und Nahrung von Mittel- und Buntspecht (*Dendrocopos medius* und *D. major*) sowie Bemerkungen zur Verbeitungsgeschichte des Mittelspechts. Orn. Beob. 80: 29-57.

KOLLAR, H.P. & SEITER, M. (1990): Die Vogelwelt einer forstlich-biologischen Versuchsfläche in den Donauauen östlich von Wien, Teil I: Kommentierte Artenliste. Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmus. 3: 301-338.

KREEB, K.H. (1983): Vegetationskunde. Ulmer Verlag. Stuttgart.

MICHALEK, K. (1998): Die Rolle der Geschlechter bei Buntspecht (*Picoides major*) und Mittelspecht (*Picoides medius*). Dissertation, Universität Wien.131 pp.

MICHALEK, K.G.; AUER, J.; GROßBERGER, H.; SCHMALZER, A. & WINKLER, H. (2001): Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. Abh. Ber. Mus. Heineanum 5. Sonderheft, 31-58.

MIKUSINSKI, G. & ANGELSTAM, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. Vogelwelt 118: 277-283.

MORITZ, U. & WINDING, N. (1994): Die Vogelfauna der Salzburger Salzachauen. Salzburger Vogelkundl. Ber. 6: 2-62.

MÜLLER, W. (1982): Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspecht *Dendrocopos medius*. Orn. Beob. 79: 105-119.

PASSINELLI, G. (1999): Relations between habitat structure, space use and breeding success of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. Dissertation. Universität Zürich. 93 pp.

PASSINELLI, G. (2000): Oaks *Quercus sp.* and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. Biol. Conserv. 93: 227-235.

PASINELLI, G. (2001): Breeding performance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. Ardea 89 (2): 353-361.

PASINELLI, G. (2003): *Dendricopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update Vol. 5, No. 1: 49-99.

PASINELLI, G. & HEGELBACH, J. (1997): Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius* in northern Switzerland. Ardea 85: 203-210.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

PASINELLI, G.; HEGELBACH, J. & REYER, H.U. (2001): Spacing behavior of the middle spotted woodpecker in Central Europe. Journal of Wildlife Management 65: 432-441.

PETTERSON, B. (1983): Foraging behavior of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. Holarctic Ecol. 6: 263-269.

PETTERSSON, P. (1985a) Extinction of an isolated population of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on extinction. Biol. Conserv. 32: 335-353.

PETTERSON, P. (1985b): Relative importance of habitat area, isolation and quality for the occurrence of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden. Holarctic Ecol. 8, 53-58.

POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thaytal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.

RIESS, W. (1986): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. Laufener Seminarbeitr. 10: 102-115.

RUGE, K. (1986): Untersuchungen zur Nahrungswahl und Nahrungssuche beim Mittelspecht (*Dendrocopos medius*). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 61: 197-205.

RUGE, K. & GÖRZE, H.J. (2001): Populationsstudien am Mittelspecht *Picoides medius* in einem Eichenhudewald (Baden-Württemberg). Abh. Ber. Mus. Heineanum 5: 95-106.

SACHSLEHNER, L. (1995): Lainzer Tiergarten. Pp. 77-86. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

SACHSLEHNER, L. & SCHMALZER, A. (1995): Mittleres Kamptal. Pp. 202-211. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

SCHMALZER, A. (1990): Siedlungsdichte, Habitatnutzung und Nahrungserwerbsverhalten von Buntspecht (*Picoides major*), Mittelspecht (*Picoides medius*) und Kleiber (*Sitta europaea*) in Beziehung zur Vegetationsstruktur. Diplomarbeit an der Univ. Wien. 85 pp. mit Anhang.

SCHUBERT, W. (1978): Verbreitung, Bestandsgröße und Daten zur Brutbiologie des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Raum zwischen Stuttgart, Schönbuch und Schwarzwald. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 125-131.

SEEWITZ, A. & KLAUS, S. (1999): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Schwarzstorches *Ciconia nigra* in Thüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 36: 48-54.

SPITZNAGEL, A. (1990): The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the upper Rhine valley. Pp. 117-145 in A. CARLSON & AULÉN, G. (Hrsg.): Conservation and management of Woodpecker populations. Rapport 17, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 164 pp.

STEINFATT, O. (1940): Das Brutleben des Mittelspechts. Beitr. Fortpflanzbiol. Vögel 16: 43-50, 93-99.

STEINPARZ, K. (1929): Ornithologische Streifungen im östlichen Teil Oberösterreichs. Verh. Zool.-Bot. Ges. 79: 79-85.

STEINPARZ, K. (1938): Beitrag zur Ornis Österreichs. Vogelring 10: 99-102.

STRAKA, U. (1989): Der ökologische Zustand des Stockerauer Augebietes. Gutachten im Auftrag der Stadtgemeinde Stockerau, Stockerau. 45 pp. und Anhang.

SÜDBECK, P. & GALL, T. (1993): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) in Schleswig-Hostein – Erfassungsprobleme und ihre Konsequenzen für Bestandsschätzungen. Corax 15:211-221.

WATZINGER, A. (1913): Die Brutvögel der Umgebung von Gmunden und Lambach. Orn. Jahrbuch 24: 1-27.

WESOLOWSKI, T. & TOMIALOJC, T. (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest - preliminary data. Acta Orn. 22: 1-21.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

WENGER, A. (1995): Raum Krems/Unteres Kremstal. Pp. 202-211. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

WICHMANN, G. & FRANK, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel - Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel Studie i. Auftr. d. MA 22, Wien: 53.

WINDING, N. & STEINER, H.M. (1988): Donaukraftwerk Hainburg/ Deutsch-Altenburg. Untersuchung der Standortfrage (Zoologischer Teil). 4. Vögel. In: WELAN, M. & WEDL, K. (Herausg.): Der Streit um Hainburg in Verwaltungs- und Gerichtsakten. Niederösterreich- Reihe Band 5. Akademie für Umwelt und Energie: Laxenburg: 274-303.

ZUNA-KRATKY, T. (1991): Das Vorkommen von Spechten in Wiener innerstädtischen Grünflächen. Vogelkundl. Nachr. aus Ostösterreich 2: 15-20.

ZUNA-KRATKY, T. (1994): Die Bedeutung von Naturwaldreservaten im Wienerwald für bedrohte Waldvögel. In: WIENERWALDKONFERENZ: Urwälder für die Zukunft: Naturwaldreservate im Wienerwald. Verein Freunde der Wienerwaldkonferenz zur Erhaltung der Wienerwald-Landschaft, Purkersdorf: 83-88.

ZWICKER, E. (1986): Kartierung der Vögel und Froschlurche in den rechtsufrigen Donauauen nordwestlich und südöstlich von Wien. Gutachten im Auftrag der Magistratsabteilung 18 der Stadt Wien, Wien. 59 pp.

WINKLER, H.; CHRISTIE, D.A. & NURNEY, D. (1995): Woodpeckers. A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Sussex. 406 pp.

69.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Mittelspecht ist in geeigneten Waldgebieten im Nordosten Österreichs ein verbreiteter Brutvogel. Da der Lebensraum der Art mehr oder weniger flächig ausgebildet und besiedelt ist, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet.

69.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

69.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Bestandsalter[49]	Bestände mit einem Alter von > 100 Jahren nehmen mehr als 75 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 100 Jahren nehmen 50-75 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 100 Jahren nehmen weniger als 50 % der Waldfläche ein
Baumdurchmesser[50]	Mittlerer Brusthöhendurchmesser (cm) > 60	Mittlerer Brusthöhendurchmesser 26-60	Mittlerer Brusthöhendurchmesser < 26
Vorkommen grobborkiger Laubbaumarten[51]	Prozentueller Anteil > 65	Prozentueller Anteil 10-65	Prozentueller Anteil < 10

[49] Diese Angabe gilt für von Eichen dominierte Bestände, die als Hochwald bewirtschaftet werden. Für andere Bestände wie Bachauen oder Auwälder sollte der mittlere Brusthöhendurchmesser verwendet werden.

[50] Werte stammen aus dem für die MA 22/Wien durchgeführten Artenschutzprojekt „Mittelspecht“ von BirdLife Österreich und beziehen sich auf den Gesamtbestand (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Hier gelten nur Bäume mit einem Mindestdurchmesser von 20 BHD. Aufnahmemethode: PCQ-Methode nach KREEB (1983).

[51] unpubl. Daten BIRDLIFE ÖSTERREICH nach den Forstoperaten der Stadt Wien

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte (Flächen über 5 km²)	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 2,5	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 1,0-2,5	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 1,0

69.3 Bewertungsanleitung

69.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

69.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mehrzahl der Indikatoren „A“, kein Indikator „C

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mehrzahl der Indikatoren „C“, maximal ein Indikator „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

70 A239 DENDROCOPOS LEUCOTOS

70.1 Schutzobjektsteckbrief

70.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Weißrückenspecht

Englisch: White-backed Woodpecker, Französisch: Pic á dos blanc, Italienisch: Picchio dorsobianco, Spanisch: Pico dorsiblanco

70.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Piciformes – Spechtvögel, Familie Picidae – Spechte

Merkmale: Etwas größer als der ähnlich gefärbte Buntspecht *Picus major*. Schnabel ist etwas länger. Die Kopfplatte ist rot gefärbt. Unterschwanzdecken sind hellrosa. Flanken weisen eine Längsstrichelung auf. Der Rücken ist flächig weiß (Name!).

70.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Der Weißrückenspecht ist monogam und geht eine Saisonehe ein. Kontakte zwischen nahrungssuchenden Vögeln im Winter deuten allerdings auf einen gewissen Zusammenhalt. Der Weißrückenspecht ist ganzjährig ortstreu, aber nur zur Brutzeit territorial (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Fortpflanzung: Die Bruthöhlen werden überall im Verbreitungsgebiet fast ausschließlich in Laubbäumen gebaut, lediglich in den Ostalpen findet sich ein kleiner Teil der Nester (rund 10 %) in Nadelhölzern. Die bevorzugten Baumarten variieren naturgemäß je nach Waldgesellschaft und Angebot: In Skandinavien liegen die Höhlen fast ausschließlich in Zitterpappeln, Erlen und Birken (AULÉN 1988a), im Nationalpark Bialowieza wird in sumpfigen Wäldern die Schwarzerle (77 %) bevorzugt, in trockenen Beständen dominieren hingegen Hainbuche *Carpinus betulus* und Eiche *Quercus sp.* mit 50 bzw. 27 % (WESOLOWSKI 1995). Gänzlich anders ist die Situation in den Hügel- und Gebirgslandschaften Mitteleuropas, mit Buche *Fagus sylvaticus* und Bergahorn *Acer pseudoplatanus* als eindeutig bevorzugten Baumarten (RUGE & WEBER 1974, SCHERZINGER 1982, FRANK 2002, GRANGÉ et al. 2002). Im Wienerwald wurden, zusätzlich zu den Angaben in der Tabelle, auch Bruten in Hainbuchen entdeckt (ABÖ). Wie alle bisherigen Untersuchungen zeigen, werden die Höhlen überwiegend in Totholz angelegt (RUGE & WEBER 1974, HÅGVAR et al. 1990, WESOLOWSKI 1995, FRANK & HOCHEBNER 2000, FRANK 2002). So lagen alle im Ötscher-Dürrenstein Gebiet gefundenen Bruthöhlen (n=11) in abgestorbenen Laubbäumen (FRANK & HOCHEBNER 2001).

Die Paarungszeit beginnt besonders in höheren Lagen noch während tief winterlichen Bedingungen im Februar (WINKLER et al. 1995). Die Eiablage erfolgt in Ostpolen Anfang April, in den Pyrenäen erst Ende April (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, GRANGÉ et al. 2002). Die Eier werden etwa 14-16 Tage bebrütet und die Jungen bleiben etwa 27-28 im Nest (WINKLER et al. 1995). So erfolgte das Ausfliegen der Jungen in den Pyrenäen zwischen 6.Mai und 21.Juni, in Ostpolen Ende Mai (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, GRANGÉ et al. 2002). Die Gelegegröße liegt bei 3-5 Eiern (WINKLER et al. 1995).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

*Tabelle: Bruthöhlenwahl des Weißrückenspechts (*Picoides leucotos*) in verschiedenen Teilen seines europäischen Verbreitungsgebiets.*

	Zitterpappel	Erle	Birke	Hainbuche	Eiche	Esche	Bergahorn	Buche	Tanne	Fichte	Sonstige
Westnorwegen (STENBERG 1990) n=23	21 (90 %)	2 (10 %)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zentralschweden (AULÉN 1988b) n=165	74 (45 %)	40 (24 %)	47 (28 %)	-	-	-	-	-	-	-	4 (3 %)
Finnland (SARKANEN 1974) n= keine Angabe	32%	18%	47%	-	-	-	-	-	-	-	-
Ostpolen (WESOLOWSKI 1995) n=61	1 (2 %)	24 (39 %)	3 (5 %)	15 (25 %)	10 (16 %)	5 (8 %)	-	-	-	-	1 (2 %)
Mitteleuropa (SCHERZINGER 1982) n=38	-	4 (11 %)	-	-	-	3 (8 %)	13 (34 %)	14 (37 %)	3 (8 %)	1 (3 %)	-
Alpenraum (RUGE & WEBER 1974) n=28	-	1 (3,5 %)	-	-	-	1 (3,5 %)	13 (46 %)	10 (36 %)	2 (7 %)	1 (3,5 %)	
Ötscher-Dürrenstein (FRANK 2002) n=11	-	-	-	-	-	1 (1 %)	-	10 (91 %)	-	-	-
Pyrenäen (GRANGE et al. 2002) n=43	-	-	-	-	-	-	-	42 (98 %)	1 (2 %)	-	-

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Weißrückenspechts wurde bislang nur in wenigen Studien (durch direkte Beobachtung) genauer untersucht: In Zentralschweden machten holz- oder rindenbewohnende Insekten 79 % der Nahrung aus, davon waren 50 % Larven oder Puppen verschiedener Käferarten (AULÉN 1988c). Die Jungvögel wurden hingegen (15 untersuchte Nester) je nach Nest mit sehr unterschiedlichen Anteilen (zwischen 13 und 72 %) an holz- oder rindenbewohnenden Insektenarten gefüttert; immerhin machen aber auch hier die holzbewohnenden Arten bei sieben Bruten (fast die Hälfte) mehr als 50 % der Nestlingsnahrung aus (AULÉN 1988a). Ganz ähnliche Ergebnisse bezüglich der verfütterten Beutetiere lieferten Untersuchungen in Norwegen: Im Schnitt 55 % Holz- und Rindenbewohner (davon ca. 50 % Bockkäferlarven Cerambycidae) und 38 % freilebende Insekten (STENBERG 1990). In Westnorwegen bestand die Jungvogelnahrung überwiegend aus holzbewohnenden Käfern, die im Mittel einen Anteil von 72 % erreichte (HOGSTAD & STENBERG 1997).

Zum Nahrungserwerb nutzt der Weißrückenspecht hauptsächlich Totholz. STENBERG (1990) beobachtete nahrungssuchende Vögel im westlichen Norwegen zu 71 % auf morschen oder toten und nur zu 12 % auf lebenden Bäumen; der Großteil der Beobachtungen entfiel dabei auf Laubhölzer, vorwiegend Erlen und Birken (zusammen 70 %). In Zentralschweden gelangen sogar 96 % aller Feststellungen auf Laubhölzern, zu 60 % fanden sich futtersuchende Spechte auf Totholz oder morschen Stämmen, aber zu immerhin 40 % auch auf lebenden Bäumen (AULÉN 1988c). Im Bayerischen Wald entfielen von 443 dem Weißrückenspecht zuzuschreibenden Arbeitsspuren 85 % auf Buchen, 15 % auf den Bergahorn und weniger als ein Prozent auf die Tanne; alle Bäume waren dürr oder morsch (SCHERZINGER 1982). Im Matra-Gebirge

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(Ungarn) wurden von 169 Beobachtungen futtersuchender Weißrückenspechte 40,1 % auf lebenden, 10,2 % auf kranken und 49,7 % auf toten Bäumen getätigt (CZÁJLIK & HARMOS 2000). Die einzigen genauen Untersuchungen aus Österreich stammen aus dem Ötscher-Dürrenstein-Gebiet (FRANK & HOCHEBNER 2000, FRANK 2002). In den buchendominierten Waldbeständen war die Buche mit mehr als 50 % aller Beobachtungen die am häufigsten aufgesuchte Baumart. Danach folgten Tanne (19 %), Esche (15 %) und Ahorn (7 %). Auch hier erwies sich das Totholz als wichtiges Strukturelement für den Weißrückenspecht. So wurden nahrungssuchende Individuen zu 55 % auf Totholz gesehen. Insbesondere stehendes Totholz stellte sich als ein häufig genutztes Substrat da, dass auch bei höherer Schneelage noch nutzbar war. Schon Stümpfe von knapp über 10 cm Brusthöhendurchmesser reichen ihm dabei aus. Im Klostertal (Vorarlberg) werden auch regelmäßig Fichten, Espen, Wildkirschen, Erlen und Weiden nach Nahrung abgesucht (DATENARCHIV BIRDLIFE VORARLBERG).

Nach AULÉN & LUNDBERG (1991) unterscheiden sich Männchen und Weibchen in der Ressourcenausnutzung auf Grund der Morphologie. Da Männchen schwerer sind und einen längeren Schnabel besitzen, suchen sie bevorzugt größere Bäume und dickere Äste auf. Die Geschlechter differierten auch in der Technik der Nahrungssuche. So hackten Männchen tiefer als Weibchen. Sie führen diese Unterschiede auf intra- oder auch interspezifische Konkurrenzsituation zurück und nicht auf verschiedene Futtertiere.

70.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Weißrückenspecht ist ein Brutvogel naturnaher Laub- und Mischwälder (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). In Österreich besiedelt er in höheren Lagen Bergmischwälder (vor allem Fichten-Tannen-Buchenwälder), in tieferen Lagen insbesondere am Alpenostrand ist er in Buchenreinbeständen aber auch in (buchenreichen) Eichen-Hainbuchenwäldern zu finden (KILZER 1996, DVORAK et al. 1993, BERG 1997, SACKL & SAMWALD 1997, LANDMANN & LENTNER 2001, FRANK 2002, BRADER & AUBRECHT 2003). In Ostpolen brütet der Weißrückenspecht bevorzugt in urwaldartigen, sumpfigen Laubwäldern mit Erlen *Alnus sp.* und Eschen *Fraxinus excelsior* sowie im Eichen-Hainbuchenwald, nadelholzdominierte Bereiche werden hier gemieden (WESOLOWSKI 1995). Auch in Skandinavien findet sich die Mehrzahl der Reviere in Laubwäldern oder laubholzdominierten Mischwäldern mit Zitterpappel *Populus tremula*, Birken *Betula sp.*, Weiden *Salix sp.* sowie Schwarz-*Alnus glutinosa* und Grauerle *Alnus incana* als den häufigsten Baumarten (AULÉN 1988a). Lokal, z. B. im westlichen Norwegen, werden aber auch Nadelwälder besiedelt (STENBERG 1990). Das Vorkommen des Weißrückenspechts in Österreich konzentriert sich auf Höhen zwischen 500 und 1.400 m (DVORAK et al. 1993, BRADER & AUBRECHT 2003, FRANK 2002).

Ganz unabhängig von der jeweiligen Waldgesellschaft ist aber allen Weißrückenspecht-Habitaten im gesamten Verbreitungsgebiet ein weitgehend naturnaher Waldaufbau gemeinsam, mit sehr hohem Altholzanteil, zahlreichen absterbenden oder toten Stämmen sowie reichlich vorhandenem Moderholz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, CZÁLIK & HARMOS 2000, BÜHLER 2001, FRANK 2002, GRANGÉ et al. 2002). In den Mischwäldern Mitteleuropas bilden die Zerfalls- und Verjüngungsphasen mit Auflockerungen durch sterbende oder gefallene Stämme und durch Schnee, Windbruch oder Lawinen geschaffenen Lücken und Freiflächen die Optimalhabitate (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, CZÁLIK & HARMOS 2000, FRANK 2002). In den zumeist intensiv genutzten Wirtschaftwäldern Mitteleuropas finden sich derartige Bestände in der Regel nur mehr sehr lokal in Bereichen, wo entweder das Gelände, z. B. auf Steilhängen und in Schluchten, eine regelmäßige Nutzung erschwert oder unrentabel macht, oder aber in als Bann- und Schutzwald ausgewiesenen Gebieten, wo Lawinen- und Hochwasserschutz Vorrang vor forstlicher Nutzung genießen (vgl. KILZER & BLUM 1991, SACKL & SAMWALD 1997, FRANK & HOCHEBNER 2001). Zusätzlich bevorzugt der Weißrückenspecht aufgelockerte, gut durchsonnte oder in Südlage gelegene Bestände (SCHERZINGER 1982, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, FRANK & HOCHEBNER

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

2001, FRANK 2002), eine Vorliebe, die sich wahrscheinlich teils durch die größere Häufigkeit der bevorzugten Insektenbeute in diesen Bereichen, teils durch die Bruthöhlenwahl erklären lässt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Der Weißrückenspecht ist also sowohl hinsichtlich des Neststandortes und des Lebensraums als auch hinsichtlich der Nahrungswahl und den Nahrungsbiotopen ein äußerst spezialisierter Altholzbewohner, der hauptsächlich nahrungsreichere, zumindest dürre oder bereits abgestorbene Laubbäume nutzt.

70.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Über den Bruterfolg ist aus dem mitteleuropäischen Raum, nicht überraschend bei einer derart schwer zu untersuchenden Art, bislang nur wenig bekannt. Mehr Arbeiten gibt es aus dem nördlichen Europa. Bei zwei Studien im westlichen Norwegen wurden im Schnitt 2,8 (n=12) (STENBERG 1990) und 3,1 (n=7) (BRINGELAND & FJAERE 1981) flügge Jungvögel/Nest festgestellt, in Finnland hingegen nur 2,5 (n=6) pro Nest (SARKANEN 1974). Weitere Daten aus Finnland zeigen, dass der Bruterfolg der finnischen Population mit 2,6-2,7 flüggen Jungvögeln/Nest (VIRKKALA et al. 1993) relativ hoch liegt und jedenfalls zur Bestandserhaltung ausreichen müsste. Ähnliche Werte mit 2,4 ausgeflogenen Jungen/Nest wurden in Westnorwegen gefunden (HOGSTAD & STENBERG 1997). Studien an einer isolierten Kleinpopulation in Zentralschweden ergaben hingegen im langjährigen Schnitt einen Bruterfolg von nur 1,6 flüggen Jungvögeln/Nest, ein Wert der langfristig nicht zur Bestandserhaltung ausreicht (AULÉN & CARLSON 1990). Im Bialowieza-Nationalpark/Nordostpolen wurden drei flügge Junge/erfolgreicher Brut gefunden, wobei sich für zwei aufeinanderfolgende Jahre sehr unterschiedliche Ergebnisse (1990: 10 von 12 Nestern erfolgreich, 1991: nur 5 von 14) ergaben (WESOLOWSKI 1995). Hochgerechnet ergibt sich daraus ein Bruterfolg von 2,4 bzw. lediglich 1,1 flüggen Jungvögeln/Brutpaar.

Der Weißrückenspecht besetzt im Vergleich zu den anderen, nur wenig kleineren europäischen Spechtarten sehr große Reviere. STENBERG (1990) gibt für seine im Westen Norwegens gelegenen Untersuchungsgebiete 70-150 ha pro Paar an. SCHERZINGER (1982) kam in einer mehrjährigen Untersuchung im Bayerischen Wald mit 0,06-0,09 Revieren/100 ha auf eine deutlich geringere Dichte. Im Nationalpark Biaowieza konnte auf einer Fläche von 4,75 km² eine Dichte von 0,6 Reviere/100 ha ermittelt werden, in den besten Bereichen wurde Dichten bis zu einem Revier/100 ha errreicht (WESOLOWSKI 1995). Zum Vergleich sei nur erwähnt, dass in einem Weißrückenspecht-Revier unter günstigen Bedingungen ohne weiteres 10-20 Buntspechtpaare brüten können! Eine großflächige Untersuchung im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet auf 43 Probeflächen mit einer Gesamtausdehnung von 5.094 ha ergab eine außergewöhnlich hohe mittlere Siedlungsdichte von 1,38 Revieren/100 ha (FRANK & HOCHEBNER 2000). Maximal wurden auf einzelnen Probeflächen sogar Dichten von 2,2-3,27 Revieren/100 ha erreicht! Andere Angaben beruhen auf deutlich weniger intensiven, aber ebenfalls großflächigen Untersuchungen: Nationalpark Thayatal: 0,4 Brutpaare/100 ha (POLLHEIMER 2001), Wiener Wald (Wiener Anteil): 0,09-0,17 Brutpaare/100 ha (WICHMANN & DVORAK 2003a). Vergleichsweise hoch liegen hingegen die Dichtewerte für die ca. 15 km² großen, südseitig exponierten Bannwälder des Klostertales in Vorarlberg, wo Revierkartierungen in den Jahren 1991-1994 11 Brutpaare ergaben (0,7 Brutpaare/100 ha) (KILZER 1996), Werte, die im Bereich der höchsten Dichten in Ostpolen liegen. Insgesamt bleibt die Siedlungsdichte in den meisten Vorkommensbereichen sehr gering, wie die bisher durchgeführten großflächigen Bestandsaufnahmen zeigen.

Konkurrenzsituation zu anderen Spechtarten werden von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994) und SCHERZINGER (1982) berichtet. Eine Untersuchung zu Nischendifferenzierung und hiermit möglicher Konkurrenz wurde wiederum im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet durchgeführt (FRANK 2002). Der Weißrückenspecht bevorzugt im Untersuchungsgebiet mit 900-1.100 m deutlich höhere Lagen als der Buntspecht, der Vorkommensschwerpunkten in Höhen von

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

400-700 m hat. Weiters sind die Hänge in Weißrückenspechtrevieren steiler und südlicher ausgerichtet. Der Weißrückenspecht zeigt auch die typische Bevorzugung totholzreicher, buchendominierter Altholzbestände. Der ubiquitäre Buntspecht zeigt hingegen Schwerpunkte in von Weißrückenspecht gemiedenen Bereichen, vor allem sind dies Fichtenwälder in tieferen Lagen.

Wanderungen: Der Weißrückenspecht ist ein typischer Stand- und Strichvogel. Nur sibirische und russische Populationen führen begrenzte Wanderbewegungen durch (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995).

70.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Weißrückenspecht besiedelt ein sehr weitläufiges Areal im Süden der borealen Zone der Paläarktis von Skandinavien und Polen im Westen bis Nordostchina, Ussurien, Korea, Kamtschatka und Japan im Osten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995).

Europa: In Europa brüten isolierte Populationen in den Pyrenäen, im Apennin, auf der Balkanhalbinsel südwärts bis zum Peloponnes, in den Ostalpen, in den Karpaten, im Taurus und in Westkaukasien (WINKLER et al. 1995). Der Gesamtbestand wird auf 34.000-150.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Ganz allgemein dürfte die Situation der Art in Europa derzeit durchaus zufriedenstellend sein, nur ca. neun Prozent des geschätzten Bestandes zeigen rückläufige Tendenzen (TUCKER & HEATH 1994). Zu starken Abnahmen infolge intensiver Forstwirtschaft kam es allerdings in den skandinavischen Ländern Norwegen, Finnland und Schweden (AULÉN 1986, TIAINEN 1988, HALAND & UGELVIK 1988). Nach MIKUSINSKI & ANGELSTAM (1997) ist hingegen der Trend in ganz Europa negativ.

Europäische Union: Der Brutbestand des Weißrückenspechts in der Europäischen Union wird auf 1.700-3.300 Brutpaare geschätzt, wobei Österreich den größten Bestand beherbergt.

Tabelle: Brutbestand des Weißrückenspechts in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	800-1.500	1998-2002
Finnland	15-30	1990-1995
Frankreich	210-300	1997
Deutschland	200-400	1996
Griechenland	200-500	-
Italien	200-500	1988-1997
Spanien	30-50	-
Schweden	30-50	1978-1994

Österreich/Verbreitung: Der Weißrückenspecht zählt zu denjenigen Vogelarten, für die die tatsächliche Ausdehnung des österreichischen Brutgebiets erst im Verlauf der Brutvogelkartierung 1981-1985 (mit Ergänzungen bis 1990) bekannt wurde (DVORAK et al. 1993). Durch die doch recht speziellen Habitatansprüche überall nur sehr lokal und in geringer Dichte verbreitet, zeichnet sich diese Art zusätzlich durch eine äußerst versteckte Lebensweise aus; beides macht den Weißrückenspecht zu einer der am schwierigsten zu erfassenden Vogelarten Österreichs. Sehr oft liefern nur die charakteristischen und dennoch nur für den Spezialisten eindeutig identifizierbaren Arbeitsspuren erste Hinweise auf ein mögliches Vorkommen und es kann bei Vorkommen mit niederer Siedlungsdichte Monate oder Jahre gezielter Nachsuche erfor-

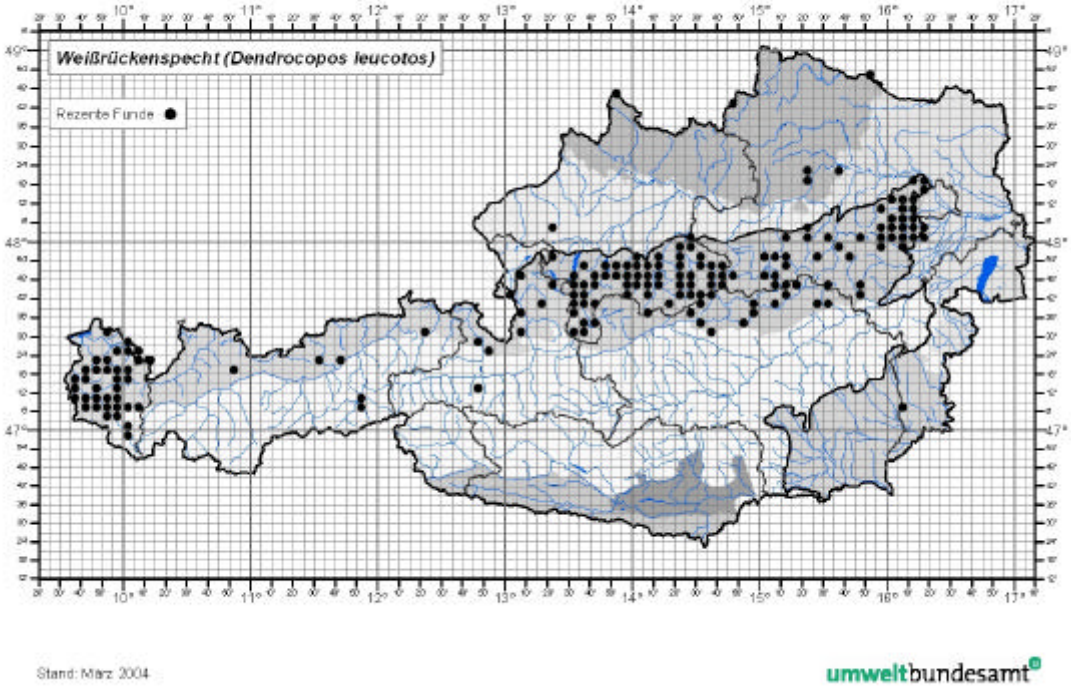
© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

dern, bis eindeutige Sichtnachweise gelingen. Aus diesen Gründen muss das österreichische Brutareal auch heute noch, trotz wesentlicher Fortschritte in den letzten 15 Jahren, als ungenügend bekannt gelten (vgl. z.B. FRANK & HOCHEBNER 2000, BRADER & AUBRECHT 2003, WICHMANN & DVORAK 2003).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien*: 1989 gelang am Johannser Kogel im Lainzer Tiergarten der erste Brutnachweis für das Wiener Stadtgebiet (ABÖ). Seither gelangen auch im Rahmen der Erhebungen zum Brutvogelatlas mehrere Nachweise im Wienerwald am westlichen Stadtrand (WICHMANN & DVORAK 2003). *Niederösterreich*: Ein mehr oder weniger geschlossenes Verbreitungsgebiet zieht sich, am westlichen Stadtrand Wiens beginnend, durch den südlichen Wienerwald und die submontane und montane Stufe des Nordalpenrandes bis ins Ötscher-Dürrenstein-Gebiet; die südwestlichsten Vorkommen finden sich im Bereich von Rax und Schneeberg (ABÖ, BERG 1997). Innerhalb des abgegrenzten Bereichs ist die Art zwar weit verbreitet, die einzelnen Vorkommen sind jedoch sehr schütter verteilt und daher oft voneinander isoliert. Die Brutpopulation des Wienerwaldes wird nach langjährigen gezielten Bestandsaufnahmen auf 25-35 Paare geschätzt, die sich auf eine Fläche von ca. 1.000 km² verteilen, wobei die Ergebnisse der letzten Jahre auf einen (deutlich) höheren Bestand schließen lassen (ZUNA-KRATKY & BERG 1995). Dichter dürften hingegen die niederösterreichischen Randalpen besiedelt sein, wie eine erste Schätzung von 10-20 Brutpaaren auf einer Fläche von nur 170 km² zeigt (HOCHEBNER 1995). Der bisher dichteste bekannte Bestand Österreichs liegt im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet mit durchschnittlich 1,38 und maximal 3,27 Revieren/100 ha (FRANK & HOCHEBNER 2000, FRANK 2002). Hinweise auf oder Nachweise von wohl reliktären Einzel- oder Restvorkommen stammen aus den Hangwäldern der Böhmischen Masse wie dem Freiwald, der Wachau, das Kamp- und das Thayatal (BERG 1997). Wie weit diese noch besiedelt sind, ist ungewiss. In diesem Bereich sicher besiedelt ist auf jeden Fall das Thayatal mit durchschnittlichen Dichten von 0,4 Revieren/100 ha (POLLHEIMER 2001). *Steiermark*: Angrenzend an die nieder- und oberösterreichischen Vorkommen brütet die Art lokal von den Ennstaler und Eisenerzer Alpen über die nördlichen Kalkalpen bis zum Westhang der Schneealpe (SACKL & SAMWALD 1997). *Kärnten*: Historische Angaben aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts im Bereich des Plöckenpasses deuten auf ein ehemaliges Brutvorkommen hin (KELLER zit. in TSCHUSI & DALLA-TORRE 1887). Darüber hinaus beobachtete SCHWEIGER (1958) in den späten 1940er und frühen 1950er Jahren den Weißrückenspecht relativ häufig in subalpinen Buchenwäldern am Südhang des Spitzegels in den Gailtaler Alpen sowie in der oberen Garnitzenklamm am Nordhang des Gartnerkofels in den Karnischen Alpen. In den letzten 40 Jahren gelangen dann weitere Nachweise am Dobratsch bei Villach und bei Hermagor, welche die Existenz von Restvorkommen möglich erscheinen lassen. *Oberösterreich*: In Oberösterreich besiedelt die Art fast ausschließlich den Montanbereich des Alpenraumes (BRADER & AUBRECHT 2003). So gibt es im Anschluss an die niederösterreichischen Bestände ein geschlossenes Vorkommen von der Landesgrenze bis ins Salzkammergut. Nachweise auf Vorkommen außerhalb dieses Bandes gibt es nur wenige. *Salzburg*: Die Art brütet sehr lokal in den nördlichen Vor- und Kalkalpen sowie vereinzelt offenbar auch in den Zentralalpen und ist sicher häufiger, als die wenigen Beobachtungen erkennen lassen. Besonders bemerkenswert, da in den Zentralalpen gelegen, ist ein Brutnachweis aus dem Jahr 1985 im Fuschertal (ABÖ). *Tirol*: Der Weißrückenspecht kommt in Tirol seinen Ansprüchen entsprechend in der Buchenstufe der nördlichen Kalkalpen vor (LANDMANN & LENTNER 2001). Das dortige Vorkommen ist nur fragmentarisch bekannt, er dürfte aber häufiger und weit verbreiteter sein, als die wenigen Nachweise vermuten lassen (WISMATH 1971, NIEDERWOLFSGRUBER 1980, BODENSTEIN 1985, DVORAK et al. 1993). Weitere Nachweise finden sich in LANDMANN & LENTNER (2001). *Vorarlberg*: Das Brutvorkommen im westlichsten Bundesland an der derzeitigen Arealgrenze der Art blieb bis in jüngste Zeit unbekannt; erst 1975 gelang eine erste Beobachtung (KILZER 1976), 1979 der erste Brutnachweis (KILZER & BLUM 1991). Genauere Nachforschungen in den 1980er und 1990er Jahren ergaben dann eine wesentlich weitere Verbreitung. Die größte Siedlungsdichte mit 11 Revieren auf ca. 15 km² (0,7 Revie-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

re/km²) wurde in den Jahren 1991-1994 im Klostertal ermittelt (KILZER 1996). Sehr viel seltener ist die Art in der Silvretta und im Verwall. Der Gesamtbestand Vorarlbergs auf 760 km² bewaldeter Fläche wird auf 100-120 Brutpaare geschätzt (KILZER et al. 2002).



70.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Das derzeitige mitteleuropäische Areal dieser spezialisierten Spechtart deckt sich weitgehend mit den verbliebenen Resten sehr naturnaher Mischwälder und stellt daher nur mehr einen in viele Einzelvorkommen zersplitterten Rest eines ehemals viel ausgedehnteren Brutgebiets dar (SCHERZINGER 1982). Im Gegensatz zur Situation in Skandinavien, wo die Forstwirtschaft nach wie vor starken Druck auf die verbliebenen Laubwälder ausübt, vielerorts eine Umwandlung in wirtschaftlich interessantere Nadelwälder droht und die Art daher lokal knapp vor dem Verschwinden steht (AULÉN 1986, TIAINEN 1988, HALAND & UGELVIK 1988), werden die Bestände in Mitteleuropa derzeit überwiegend als stabil eingestuft (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). In Österreich wird der Bestand deutlich höher als noch in den 1980er Jahren geschätzt (FRÜHAUF 2005). Dies ist einerseits auf verstärkte Erhebungen zurückzuführen (vgl. FRANK & HOCHEBNER 2003), andererseits aber auf den in den letzten Jahrzehnten zugenommenen Holzvorrat (SCHIELER et al. 1995) und damit auch die Zunahme an Totholz. In Zukunft gibt es aber deutlich negative Szenarien aufgrund der forstwirtschaftlichen Erschließung der Bergwälder, der kürzeren Umtriebszeiten, der Störung durch einen verstärkten Forststraßenbau und der Zunahme der Nadelhölzer (FRÜHAUF 2005).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gefährdungsursachen: Es muss angenommen werden, dass viele Kleinpopulationen des Weißrückenspechtes in den mitteleuropäischen Nutzwäldern nur mehr bedingt lebensfähig sind. Nach den Untersuchungen von SCHERZINGER (1982) beträgt die Mindestfläche eines naturnahen Altholzbestandes, der ein dauerhaftes Vorkommen beherbergen kann, mindestens 100 ha. Wesentlich kleinere Bestände können nur dann besiedelt werden, wenn sich in der Umgebung laub- und totholzreiche Wirtschaftswälder befinden, die den Nahrungsbedarf des Spechtes decken können. Als hauptsächliche Gefährdungsursache ist daher jegliche Nutzungsintensivierung im Bereich von bestehenden Weißrückenspecht-Vorkommen anzusehen, im besonderen gründliche Durchforstungen, die mit der Entfernung von morschen und toten Stämmen und von Fallholz einhergehen. Großflächige Rodungen und Anpflanzungen von Nadelhölzern wirken sich in jedem Fall negativ auf Weißrückenspecht-Brutgebiete aus.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Im Bereich bekannter Brutgebiete des Weißrückenspechts ist auf eine forstliche Intensivierung, die über die bisherige Nutzung hinausgeht, zu verzichten, zugleich wären hier verstärkt Naturwaldreservate, in denen keinerlei Nutzung erfolgt, einzurichten. Vor allem die zweite Maßnahme scheint eine wesentliche Voraussetzung dafür, dass auch für kleine Reliktvorkommen wiederum geeignete Habitate geschaffen werden, die eine neuerliche Ausbreitung ermöglichen könnten. In großflächigen Naturschutzgebieten und Nationalparks in bewaldeten Regionen wären hingegen langfristig geeignete Schutzmaßnahmen wie die Außernutzungsstellung von größeren Bereichen zu setzen. Die Verlängerung der Umtriebszeiten mit gleichzeitigem Stehen lassen von stehendem wie auch liegendem Totholz ist für den Weißrückenspecht essentiell (FRÜHAUF 2005). So werden schon Stümpfe mit einem Durchmesser von 15 cm und einer Höhe von 30 cm genutzt (FRANK & HOCHEBNER 2001). Die Erhaltung oder Wiederherstellung autochthoner Baumartenzusammensetzung mit Buche und Bergahorn stellt eine weitere wichtige Maßnahme dar (FRÜHAUF 2005). Bewirtschaftungsorientierte Maßnahmen sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung.

70.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Weißrückenspechts stark verantwortlich, da mindestens zwei Prozent des europäischen Bestandes dieser im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgelisteten Art in Österreich brütet.

70.1.9 Kartierung

Der Weißrückenspecht ist aufgrund seiner lautlosen Lebensweise und der meist großen Reviere eine ausgesprochen schwer zu erfassende Art (SCHERZINGER 1982). Oft erschwert die steile und abgelegene Lage der Vorkommen die Erhebungen zusätzlich (vgl. BÜHLER 2001, FRANK 2002). Die Kartierungen sollten sich auf die Monate März bis Juni konzentrieren, wobei die Balzzeit oft schon im Februar beginnt (WINKLER et al. 1995). Aufgrund der heimlichen Lebensweise wäre eine hohe Anzahl an Begehungen wünschenswert (z. B. WESO?OWSKI 1995, KILZER 1996), bei großflächigen Erhebungen reichen zwei Termine für eine grobe Erhebung aus (z. B. FRANK 2002). Der Einsatz von Klangattrappen und deren Erfolg wird unterschiedlich bewertet (vgl. WESO?OWSKI 1995, FRANK 2002).

70.1.10 Wissenslücken

Das Verbreitungsgebiet des Weißrückenspechts ist in Österreich noch nicht vollständig erfasst, da es sich, wie oben erwähnt, um eine ausgesprochen heimliche Art handelt (vgl. DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997, LANDMANN & LENTNER 2001). Weiters ist das Wissen über Dichten in den einzelnen Vorkommensgebieten des Weißrückenspechts großteils wenig bekannt, wodurch die Bestände z.T. unterschätzt wurden (vgl. HOCHEBNER & FRANK 2001).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Auch die Bestandsentwicklung ist dementsprechend unklar. Abhilfe kann nur durch ein artspezifisches Monitoring geschaffen werden.

70.1.11 Literatur

AULÉN, G. (1986): Vitryggiga hackspettens *Dendrocopos leucotos* utbredningshistoria och förekomst i Sverige [The distribution history and status of the White-backed Woodpecker in Sweden]. Var Fagelvärld 45: 201-226.

AULÉN, G. (1988a): Territory use, nestling diet and parental care in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Pp. 107-131. In: AULÉN, G.: Ecology and Distribution History of the White-Backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Rapport 14, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 253 pp.

AULÉN, G. (1988b): Nest site selection of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* and Great Spotted Woodpecker in central Sweden. In: AULÉN, G.: Ecology and Distribution History of the White-Backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Rapport 14, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 197-220.

AULÉN, G. (1988c): Foraging behaviour and food choice of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. In: AULÉN, G.: Ecology and Distribution History of the White-Backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Rapport 14, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 135-158.

AULÉN, R. & CARLSON, A. (1990): Demography of a declining White-backed Woodpecker population. In: CARLSON, A. & AULÉN, G. (Hrsg.): Conservation and management of Woodpecker populations. Rapport 17, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 63-66.

AULÉN, G. & LUNDBERG, A. (1991): Sexual dimorphism and patterns of territory use by the White-backed Woodpecker *Dendrocopus leucotos*. Ornis Scand. 22: 60-64.

BERG, H.-M. (1997): Vögel (Aves). Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung/Abt. Naturschutz, St. Pölten. 184 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BODENSTEIN, G. (1985): Über die Vogelwelt des Gurgltals, Nordtirol. Monticola 5, Sh., 1-144.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

BRINGELAND, R. & FJAERE, T. (1981): Trekk fra hekkebiologien hos hvitryggspett *Dendrocopos leucotos* i Norge. Fauna Norv. Ser. C. Cinclus 4: 40-46.

BÜHLER, U. (2001): Brutvorkommen des Weißrückenspechts *Dendrocopos leucotos* in Nordbünden. Ornithol. Beob. 98: 1-12.

CZÁJLIK, P. & HARMOS, K. (2000): Notes on the behaviour and ecology of the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in two forest reserves in the Mátra hills (Hungary). Aquila 105-106: 97-114 (in ungarisch mit englischer Zusammenfassung).

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRANK, G. (2001): Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechts (*Picoides leucotos*) im Vergleich zum Buntspecht (*Dendrocopos major*) in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. Diplomarbeit. Universität Wien. Wien. 43 pp.

FRANK, G. (2002): Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechts *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. Vogelwelt 123: 225-240.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

FRANK, G. & HOCHEBNER, T. (2000): Erfassung der Spechte - insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* - im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten. 24 pp + Anhang.

FRANK, G. & HOCHEBNER, T. (2001): Erfassung der Spechte - insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* - im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten. 116-148.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

GRANGE, J.-L.; AURIA, J.-C.; ANDRE, C. & NAVARRE, P. (2002): Biologie de reproduction du Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos lilfordi* dans les Pyrénées occidentales (France). Nos Oiseaux 49: 199-212.

HÅLAND, A. & UGELVIK, M. (1988): The status and management of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* (L.) in Norway. In: CARLSON, A. & AULÉN, G. (Hrsg.): Conservation and management of Woodpecker populations. Rapport 17, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 29-35.

HOGSTAD, O. & STENBERG, I. (1997): Breeding success, nestling diet and parental care in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. J. Orn. 138: 25-38.

KILZER, R. (1976): Erste Beobachtung eines Weißrückenspechtes (*Dendrocopos leucotos*) in Vorarlberg. Egretta 19: 62-63.

KILZER, R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der sonnseitigen Bergwälder im Klostertal. Vorarlb. Naturschau 1: 233-264.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österr. Gesellschaft f. Vogelkunde, Landesstelle Vorarlberg, Wolfurt/Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. 275 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

LANDMANN, A; & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

MIKUSINSKI, G. & ANGELSTAM, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. Vogelwelt 118: 277-283.

NIEDERWOLFSGRUBER, F. (1980): Zur Wirbeltierfauna des Achenseegebiets – einst und jetzt. Schlern Schriften 241 (Achentaler Heimatbuch): 122-143.

POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thaytal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.

RUGE, K. & WEBER, W. (1974): Biotopwahl und Nahrungserwerb beim Weibrückenspecht (*Denrocopos leucotos*) in den Alpen. Vogelwelt 95: 138-147.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SARKANEN, S. (1974): Valkoselkätikan *Dendrocopos leucotos* pesimä biologiasta [Notes on the breeding biology of the White-backed Woodpecker]. Lintumnies 9: 77-84.

SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Heft 9. Grafenau. 119 pp.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziel einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 447 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

SCHIELER, K.; BÜCHSENMEISTER, R. & SCHADAUER, K. (1995): Österreichische Forstinventur. Ergebnisse 1986/90. FBVA Berichte 92. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.

SCHWEIGER, H. (1958): Zur Kenntnis der Vogelfauna des östlichen Gailtales. Österr. Arbeitskr. f. Wildtierforsch., Jb. 1958: 25-37.

STENBERG, I. (1990): Preliminary results of a study on Woodpeckers in Möre and Romsdal County, Western Norway. In: CARLSON, A. & AULÉN, G. (Hrsg.): Conservation and management of Woodpecker populations. Rapport 17, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 67-79.

TIAINEN, J. (1988): Distribution changes and present status of *Dendrocopos leucotos* in Finland. In: CARLSON, A. & AULÉN, G. (Hrsg.): Conservation and management of Woodpecker populations. Rapport 17, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 21-27.

TSCHUSI ZU SCHMIDHOFFEN, V. & DALLA-TORRE, K.V. (1887): Dritter Jahresbericht (1884) des Comité's für ornithologische Beobachtungsstationen in Oesterreich-Ungarn. Seperatum aus Ornis 1887. Wien. 379 pp.

VIRKKALA, R.; ALANKO, T.; LAINE, T. & TIAINEN, J. (1993): Population contraction of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alternation. Biol. Conserv. 66: 47-53.

WEBER, W. (1965): Der Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) am Leopoldsteinersee. Egretta 8: 10-11.

WESOLOWSKI, T. (1995): Ecology and Behaviour of White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a Primaeval Temperate Forest (Bialowieza National Park, Poland). Die Vogelwarte 38: 61-75.

WESOLOWSKI, T. & TOMIALOJC, T. (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest - preliminary data. Acta Orn. 22: 1-21.

WICHMANN, G. & DVORAK, M. (2003): Atlas der Brutvögel der Stadt Wien. Zwischenbericht über die Ergebnisse der Jahre 2000-2002. unpubl. Bericht. BirdLife Österreich. Wien. 67 pp.

WINKLER, H.; CHRISTIE, D.A. & NURNEY, D. (1995): Woodpeckers. A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Sussex. 406 pp.

WISMATH, R. (1971): Bemerkenswerte Brutnachweise aus Nordtirol. Egretta 2: 13-14.

ZUNA-KRATKY, T. & BERG, H.-M. (1995): Wienerwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien. 127-133.

70.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Weißrückenspecht ist in geeigneten Waldgebieten in den Nördlichen Kalkalpen Österreichs ein verbreiteter Brutvogel. Da der Lebensraum der Art hier mehr oder weniger flächig ausgebildet und ist, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet.

70.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

70.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Totholz[52]	Totholzvolumen (m^3/ha) > 100	Totholzvolumen (m^3/ha) 58-100	Totholzvolumen (m^3/ha) < 58
Laubwaldanteil[53]	Anteil Laubholz in Prozent > 90	Anteil Laubholz in Prozent 50-90	Anteil Laubholz in Prozent < 50
Bestandsalter[54]	Bestände mit einem Alter von > 150 Jahren nehmen mehr als 50 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 150 Jahren nehmen 25-50 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 150 Jahren nehmen weniger als 25 % der Waldfläche ein
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte[55]	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 1,03	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 0,3-1,03	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 0,3

70.3 Bewertungsanleitung

70.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

70.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Mehrzahl der Indikatoren „A“, kein Indikator „C

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Mehrzahl der Indikatoren „C“, maximal ein Indikator „A“

[52] Die Untergrenze stammt aus FRANK (2002). Für die weiteren Grenzen wurden die Angaben von ALBRECHT (1991) zit. in SCHERZINGER (1996) verändert.

[53] VIRKKALA et al. (1993), FRANK (2001) – fast ausschließlich Buche

[54] nach FRANK (2001)

[55] Es wurden für die Dichteangaben aus der Literatur Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Die Flächen müssen mindestens 10 km^2 groß sein.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

71 A241 *PICOIDES TRIDACTYLUS*

71.1 Schutzobjektsteckbrief

71.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Dreizehenspecht

Englisch: Three-toed Woodpecker, Französisch: Pic tridactyle, Italienisch: Picchio tridattilo, Spanisch: Pico tridáctilo

71.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Piciformes – Spechtvögel, Familie Picidae – Spechte

Merkmale: Der Dreizehenspecht wirkt aufgrund der dunklen Flügel und der breiten schwarzen Kopfstreifen dunkel. Die bei uns vorkommende Unterart *P. t. alpinus* hat einen weißen Rücken, der eine schwarze Querbänderung aufweist. Das Männchen hat einen gelben Scheitel, dem Weibchen fehlt hingegen dieses Gelb.

71.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Dreizehenspechte verweilen in der Regel ganzjährig im oder in der Umgebung ihrer Brutreviere (vgl. HESS 1983), in Norwegen hielten in fünf Fällen Paare gemeinsame Winterterritorien (HOGSTAD 1978). Da der winterliche Zusammenhalt stark ausgeprägt ist, könnte es mehrjährige Ehen geben. RUGE (1974) stellte an markierten Individuen eine über mindestens drei Brutperioden gehende Partnerschaft fest.

Fortpflanzung: Als Brutbaum wird überall die Fichte bevorzugt: In den Eisenerzer Alpen lagen alle 15 gefundenen Höhlen in Fichten (RUGE & WEBER 1974), im Kanton Schwyz (Schweiz) 15 in Fichten und zwei in Bergföhren (*Pinus montana*) (HESS 1983), im Werdenfelser Land und im Bayerischen Wald (Bayern) wiederum alle (9 bzw. 21) in Fichten (BEZZEL & LECHNER 1978, SCHERZINGER 1982); daneben konnten in der Schweiz auch Zirben und ausnahmsweise auch Lärchen *Larix decidua* und Tannen *Abies alba* als Brutbäume festgestellt werden (RUGE 1974). Auch im Wienerwald wurde von einem neuentdeckten Brutpaar die Lärche bevorzugt (KAUTZ 2003). Die Nominatform bevorzugt ebenfalls eindeutig Fichten, in Bialowieza entfielen 13 von 19 Höhlen (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986), in Südnorwegen neun von 13 Höhlen (HÅGVAR et al. 1990) auf diese Baumart.

Brutbäume wiesen im Kanton Schwyz einen durchschnittlichen Stammdurchmesser von 38,8 (± 8,8) cm auf (HESS 1983), im Bayerischen Wald 31 cm (SCHERZINGER 1982) und in Südnorwegen 31,3 cm (HÅGVAR et al. 1990). Im Kanton Schwyz wurden ausschließlich lebende, aber überwiegend kernfaule Bäume zur Nestanlage genutzt (HESS 1983), auch RUGE (1974) stellte fest, dass alle von ihm kontrollierten Höhlen in kernfaulen Bäumen angelegt waren. Im Bayerischen Wald fand sich nur eine von 21 Höhlen in einem abgestorbenen Baum (SCHERZINGER 1982), und im Werdenfelser Land waren sieben Höhlen in lebenden und nur zwei in toten Bäumen angelegt (BEZZEL & LECHNER 1978). In Südnorwegen lagen hingegen 12 Nester überwiegend in toten oder zumindest weitgehend abgestorbenen Bäumen (HÅGVAR et al. 1990). Überall liegen die Höhlen im unteren Stammbereich: In der Umgebung von Eisenerz (Steiermark) in 1,7-7 m, nur einmal in 12 m (M_{15} 3,8), in der Schweiz in 1-15 m (M_{33} 5,4), im Bayerischen Wald in 1,5-10 m (M_{21} 6,1) und im Werdenfelser Land in 2-10 m (M_8 6,8) (RUGE 1974, RUGE & WEBER 1974, SCHERZINGER 1982, BEZZEL & LECHNER 1978). In Südnorwegen lagen 12 Dreizehenspechthöhlen im Schnitt sogar nur zwei Meter hoch (HÅGVAR et al. 1990). Nur im Nationalpark Bialowieza befanden sich 17 Nester im Schnitt in 10,2 m Höhe (WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nahrung und Nahrungssuche: Dreizehenspechte erbeuten vorwiegend unter der Rinde lebende Käferlarven und -puppen, Borken *Scolytidae*- und Bockkäfer *Cerambycidae* sind dabei von besonderer Bedeutung, daneben spielen auch Pracht- *Buprestidae*- und Rüsselkäfer *Curculionidae* eine gewisse Rolle (HESS 1983, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Das „Ringeln" von Bäumen, um an den Baumsaft zu gelangen, spielt beim Dreizehenspecht eine wichtige Rolle (RUGE 1968, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994): Im Kanton Schwyz wurden Föhren (42 %) und Tannen (33 %) gegenüber der Fichte (25 %) als Ringelbäume deutlich bevorzugt (HESS 1983). Zur Brutzeit und Jungenaufzucht können freilebende, von der Rindenoberfläche abgelesene Insekten größere Bedeutung erlangen, an eine Brut im Engadin wurden beispielsweise vorwiegend Spinnen *Araneidea* und Schnaken *Tipulidae*, daneben aber auch Käferlarven verfüttert (RUGE & HAVELKA 1993). Auch PECHACEK & KRIŠTÍN (1996) weisen auf die besondere Ernährungsstrategie bei der Nestlingsaufzucht hin. So waren auch hier Larven von Bockkäfern *Rhagium sp*. und Spinnen die wichtigsten Nahrungskomponenten. Diese unterschiedliche Nahrungszusammensetzung zwischen Nestlingen und Adulttieren wird von PECHACEK & KRIŠTÍN auf einen erhöhten Energiebedarf der Nestlinge zurückgeführt. Ein Erbeuten einer ausreichenden Menge an Borkenkäfern würde einen hohen Jagdaufwand erfordern.

Als Hackspecht bearbeitet der Dreizehenspecht vor allem oberflächennahe Baumschichten durch Abschuppen von Rindenstückchen oder Abstemmen ganzer Rindenteile. Klauben und Stochern sind hingegen hauptsächlich im Frühjahr und Sommer, wenn auch oberflächenbewohnende Insekten erbeutet werden können, von Bedeutung (HOGSTAD 1977, SCHERZINGER 1982, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Zur Nahrungssuche wurden im Kanton Schwyz zu 97,5 % Fichten aufgesucht, Männchen nutzten dabei zu 67,2 % tote Bäume, Weibchen hingegen zu 84,4 % lebende. Das direkt bearbeitete Substrat war hingegen bei beiden Geschlechtern zu 90,6 % Totholz (HESS 1983). Im Bayerischen Wald entfielen hingegen von 175 Beobachtungen nahrungssuchender Spechte 66 % auf die Fichte, 25 % auf Tannen und sechs Prozent auf Buchen *Fagus sylvaticus*; 114 Bäume waren dürr, 33 absterbend und nur 33 grün (SCHERZINGER 1982). PECHACEK & KRIŠTÍN (1996) stellten im Nationalpark Berchtesgaden ebenfalls eine deutliche Bevorzugung von totem Fichtenholz fest. Bei Männchen waren 84,3 % des abgesuchten Substrats Totholz, bei Weibchen sogar 91,4 %. Auch in Norwegen nutzt die Art beinahe zu 100 % (305 Beobachtungen) abgestorbene Fichten (HOGSTAD 1978), Weibchen und Männchen zeigen hier im Winter aber deutliche Unterschiede bezüglich der genutzten Baumbereiche und -höhen, wobei Männchen immer die profitableren unteren Stammbereiche absuchen (HOGSTAD 1976b). In der Schweiz wurden nahrungssuchende Spechte vor allem auf älteren Bäumen (Stammdurchmesser im Schnitt 40,9 cm) beobachtet (HESS 1983).

71.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Dreizehenspecht brütet in Nadelwäldern oder sehr nadelholzreichen Mischwäldern, in Mitteleuropa ausschließlich in Gebirgslagen und in den Alpen bevorzugt in der subalpinen Zone (SCHERZINGER 1982, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die höchsten Dichten werden dabei in den Alpen in totholzreichen, lückigen oder aufgelockerten subalpinen Fichtenwäldern, in Mischbeständen mit Kiefern sowie in von der Fichte dominierten Tannenwäldern erreicht, die Art besiedelt aber genauso monotone und geschlossene (Fichten-)Wirtschaftswälder (HESS 1983, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Im ehemaligen Fichten-Tannen- oder Fichten-Tannen-Buchenareal besiedelt der Dreizehenspecht auch durch Förderung der Fichte entstandene Forste tieferer Lagen bis ca. 650 m, wobei allerdings Bestände der Niederungen und des Hügellandes, die außerhalb des ursprünglichen Fichtenareals liegen, nicht besiedelt werden (RUGE & WEBER 1974, HESS 1983, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Wichtig für Dreizehenspecht-Biotope ist immer ein hoher Waldanteil mit Fichten und Kiefern als dominierende Baumarten, eine größere Zahl an Stämmen mit 20-50 cm Durchmesser sowie eine hohe Dichte an abgestorbenen Bäumen oder Baumstrün-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

ken (HESS 1983). Im Bayerischen Wald bilden nadelholzreiche, reich strukturierte Altholzbestände mit hohem Totholzreichtum den optimalen Lebensraum, die meisten Beobachtungen gelangen hier in naturnahen Althölzern und im lückigen Bergfichtenwald, regelmäßig wurden jedoch auch monotone Bergfichtenwälder und ältere Bergmischwald-Hallenbestände im Wirtschaftwald genutzt (SCHERZINGER 1982). Demgegenüber bevorzugte die Nominatform in Ostpolen im Nationalpark Bialowieza Erlen-Eschen-Bestände mit Fichten gegenüber trockeneren Nadelwäldern und Mischwäldern, wahrscheinlich weil letztere stärker durchforstet sind (WESOLOWSKI& TOMIALOJC 1986). Im südlichen Norwegen hingegen werden wiederum reine Nadelwälder deutlich bevorzugt (HÅGVAR et al. 1990).

71.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Im Kanton Schwyz maßen sieben Aktionsräume, die wie oben erwähnt ganzjährig besetzt sind, in zwei Untersuchungsgebieten im Schnitt 77 und 117 ha, wobei größere Reviere auch einen höheren Anteil an Freiflächen (Grünland) aufwiesen (HESS 1983). Ebenfalls in der Schweiz stellt RUGE (1968) bei einem Paar eine Reviergröße von nur 20 ha fest, ein mehrere Jahre hindurch genutztes Wohngebiet wies aber ca. 100 ha auf (BÜRKLI et al. 1975). Drei Brutreviere in Fichtenwäldern Südostnorwegens maßen demgegenüber nur 11,2-19 ha (HOGSTAD 1976a). Reviere grenzen vielerorts nicht oder nur teilweise aneinander (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), so konnten im Eisenerzer Raum Nestabstände von zweimal ca. ein Kilometer und dreimal ca. 1,5 Kilometer festgestellt werden (RUGE & WEBER 1974). Großflächig bleibt die Siedlungsdichte dieses spezialisierten Spechts daher gering: In zwei 10,9 bzw. 11 km² großen Untersuchungsgebieten im Kanton Schwyz (Schweiz) fanden sich vier und drei Brutpaare (0,36 und 0,27 Brutpaare/km²), auf die reine Waldfläche umgelegt werden Dichten von 0,61 und 0,52 Brutpaaren/km² erreicht (HESS 1983). Eine 100 km² große Fläche im selben Kanton beherbergte 11-13 Paare, auf die Waldfläche umgelegt ergibt sich hier eine Siedlungsdichte von 0,2-0,23 Paaren/km² (HESS 1983). Höhere großflächige Dichten ermittelte hingegen SCHERZINGER (1982) im Nationalpark Bayerischer Wald: 50-71 Brutpaare auf 130,4 km² ergeben eine Dichte von 0,38-0,55 Brutpaaren/km², wobei im Bergfichtenwald (26,86 km²) 15-26 Reviere (0,56-0,97/km²) und im Fichten-Tannen-Buchenwald (85,05 km²) 29-38 Reviere (0,34-0,45/km²) gezählt wurden; in optimalen, 3,5-8,8 km² großen Bereichen fanden sich im Schnitt 1-1,3 Reviere/km², was in etwa der maximal möglichen Dichte entsprechen dürfte. Im Natura 2000 Gebiet Klostertal wurden großflächig 0,66 Reviere/km² (KILZER 1996) und im Natura 2000 Gebiet Ötscher-Dürrenstein 0,55 Reviere/km² festgestellt (FRANK & HOCHEBNER 2001). In derselben Studie wurden im Wildnisgebiet Dürrenstein mit 1,61 Revieren/km² auch im europäischen Vergleich ausgesprochen hohe Dichten gefunden.

Adaptationen zu Konkurrenzvermeidung bei der Nahrungssuche zwischen den Geschlechtern wurden in verschiedenen Arbeiten in Norwegen festgestellt (HOGSTAD 1976ab, 1977 & 1978). Viele dieser unterschiedlichen Habitatnutzungen sind auf morphologische Differenzen zurückzuführen, da Männchen prinzipiell größer sind, wobei die größten Unterschiede bei der Länge des Schnabels und des Tarsus vorhanden sind (HOGSTAD 1976b). Räumliche Trennung findet während der Jungenaufzucht statt, da Weibchen und Männchen unterschiedliche Teile ihres Territoriums aufsuchen (HOGSTAD 1976a). Weiters stellte HOGSTAD (1977) fest, dass Weibchen während des Sommerhalbjahres eher auf Bäumen und Ästen mit geringerem Durchmesser anzutreffen waren, lebende Bäume bevorzugten und höhere Regionen an Bäumen absuchten. Im Winter fand HOGSTAD (1976b & 1977) zwischen den Geschlechtern in der vertikalen Nutzung der Bäume und der Größe der Bäume deutlich größere Differenzen als im Sommer. Dies führt er auf die schlechtere Nahrungsverfügbarkeit zu dieser Jahreszeit zurück. In Südnorwegen wurden Hinweise auf Konkurrenzvermeidung im Winter zwischen Buntspecht (*Dendrocopos major*) und Dreizehenspecht festgestellt (HOGSTAD 1971). So suchte der Dreizehenspecht fast ausschließlich Stämme ab, während der Buntspecht auch auf Ästen zu finden war. Die eindeutigsten Unterschiede zeigten die beiden Arten bezüglich der Stammhöhe, in der die Nahrungssuche stattfand. Im Mittel suchte der Dreizehenspecht Stämme in zwei Metern

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Höhe ab, der Buntspecht hingegen in 3,5 m Höhe. Besonders große Unterschiede in der Höhenwahl wurden im Januar festgestellt. Die Dispersionsdistanzen des Dreizehenspechts sind kurz und liegen bei maximal 11 km (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, PECHACEK 2003). Bei neu entdeckten Vorkommen wie z. B. im Wienerwald (KAUTZ 2001) dürfte es sich hiermit eher um übersehene Bruten als um Neubesiedlungen handeln (PECHACEK 2003).

Wanderungen: Der Dreizehenspecht ist ein ausgesprochener Standvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Wanderbewegungen sind nur bis maximal 11 km nachgewiesen (PECHACEK 2003).

71.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Dreizehenspecht ist im gesamten Nadelwaldgürtel der Holarktis sowie in einigen Gebirgszügen Eurasiens zu finden und besiedelt damit unter den Spechten eines der größten Verbreitungsgebiete überhaupt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al.1995).

Europa: In Europa brüten zwei der acht Unterarten, wobei die Nominatform *P. t. tridactylus* in den borealen Wäldern Skandinaviens, Russlands, des Baltikums und Weißrusslands sowie im nordöstlichen Polen brütet und die Unterart *P. t. alpinus* weite Teile der Alpen, des Böhmerwalds, der Karpaten sowie sehr lokal auch der Gebirgszüge des Balkans besiedelt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Der europäische Bestand wird auf 48.000-160.000 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Österreich beherbergt etwa 50 % der alpinen Unterart *P. t. alpinus* und mindestens zwei Prozent (max. 4 %) des europäischen Bestandes (FRÜHAUF 2005).

Europäische Union: Der Brutbestand des Dreizehenspechtsspechts in der Europäischen Union wird auf 23.000-33.000 Brutpaare geschätzt.

Tabelle: Brutbestand des Dreizehenspechts in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

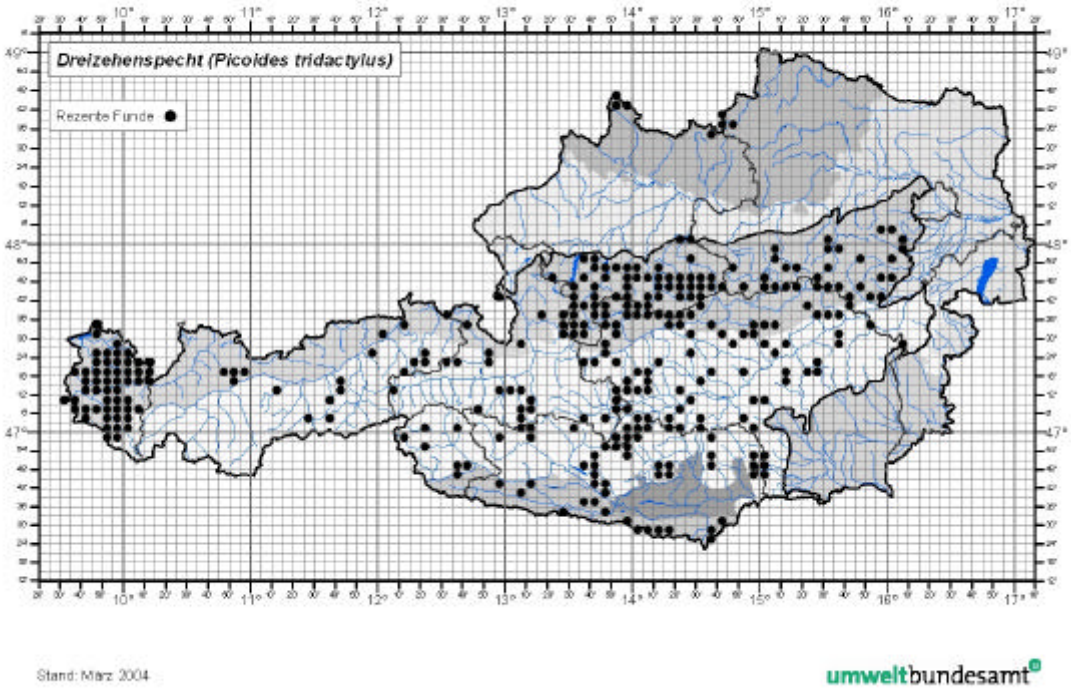
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	2.200-4.600	1998-2002
Finnland	15.000-20.000	1990-1995
Frankreich	10-50	1996
Deutschland	450-700	-
Griechenland	50-100	-
Italien	50-100	1988-1997
Schweden	5.500-7.500	1990

Österreich/Verbreitung: Der Dreizehenspecht ist in den Nord-, Zentral- und Südalpen ein verbreiteter, aber überall in geringer Dichte vorkommender Brutvogel der montanen und subalpinen Fichtenwälder sowie von fichtendominierten Beständen; Brutnachweise liegen aus Höhen zwischen 650 und 1.850 m vor, der Schwerpunkt liegt zwischen 1.000 und 1.700 m (DVORAK et al. 1993). Außerhalb der Alpen besiedelt die Art sehr lokal den Böhmerwald. Geringe Dichten, die unauffällige Lebensweise und der (vor allem im Frühjahr) schwer zugängliche Lebensraum machen den Dreizehenspecht zu einer schlecht erfassten Vogelart. Seine Verbreitung scheint auf der Karte sehr lokal zu sein scheint, tatsächlich kommt die Art jedoch, wie im sehr gut kartierten Vorarlberg, weitgehend flächendeckend vor. Der Dreizehenspecht ist in allen sieben Bundesländern mit Alpenanteilen Brutvogel.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Österreich/Brutvorkommen: *Niederösterreich:* Verbreiteter Brutvogel in den nördlichen Kalkalpen bis zum Alpenostrand. Einzelne Brutzeitbeobachtungen in Höhen zwischen 650 und 850 m gelangen in den 1980er Jahren im Wienerwald, so 1983 und 1984 östlich des Schöpfl und 1988 am Hohen und Sooßer Lindkogel (ABÖ). Ab Ende der 1990er Jahre gelangen schließlich auch Brutnachweiese westlich von Gruberau (KAUTZ 2003). Inwieweit es sich hier um Neuansiedlungen im Zuge einer Arealausweitung in Mitteleuropa (z. B. CHABLOZ & WEGMÜLLER 1994) oder um übersehene Vorkommen handelt ist nicht geklärt und wird intensiv diskutiert (vgl. PECHACEK 2003). Ein außeralpines Reliktvorkommen im Anschluss an das böhmische Brutgebiet (bislang ohne Brutnachweis) wurde 1990 im Freiwald bei Joachimstal entdeckt und in den Folgejahren bestätigt (ABÖ, NADLER 1995). *Steiermark*: Der Dreizehenspecht ist in den bergigen Regionen der Steiermark weit verbreitet, kommt aber nirgends häufig vor (SACKL & SAMWALD 1997). In den Eisenerzer Alpen wurden im Rahmen langjähriger Bestandsaufnahmen in Fichtenwäldern vier Paare auf 11,4 km² (0,4/km²) erfasst (RUGE & WEBER 1974), in den Niederen Tauern bei Öblarn brüteten 1930 mindestens sechs Paare auf acht Quadratkilometern (0,75/km²) Waldfläche (HÖPFLINGER 1958). *Kärnten*:. Verbreiteter Brutvogel der Zentral- uns Südlichen Kalkalpen. *Oberösterreich*: Die Hauptvorkommen in Oberösterreich sind in den montanen und subalpinen Fichtenwäldern der Nördlichen Kalkalpen und der Voralpen zu finden, wobei der Dreizehenspecht diese Gebiete weitgehend flächendeckend besiedelt, aber stets nur geringe Dichten erreicht (BRADER & AUBRECHT 2003). Lokal besiedelt er auch die Böhmische Masse und den Freiwald. Die tiefsten Vorkommen finden sich auf 500 m, die höchsten bei 1.750 m. *Salzburg*: Verbreiteter Brutvogel in geringer Dichte. *Tirol*: Die wenigen vorhandenen Daten deuten an, dass der Dreizehenspecht in den trockenen westlichen Inner- und Südalpen wohl lückiger verbreitet ist als in den montanen Fichtenwäldern im Norden und Nordosten Tirols (LENTNER & LANDMANN 2001). *Vorarlberg*: Verbreiteter Brutvogel in geringer Dichte von ca. 1.000 m bis zur Waldgrenze mit Schwerpunkt zwischen 1.200 und 1.600 m (KILZER & BLUM 1991). Detaillierte Bestandsaufnahmen wurden in den Hangwäldern des Klostertales durchgeführt, wo 1991-1993 mindestens 10 Brutpaare auf einer Fläche von 15 km² (0,66/km²) erfasst wurden (KILZER 1996). Für das Natura 2000 Gebiet Verwall im Süden des Bundeslandes (121 km²) wurde ein Bestand von 25 Brutpaaren ermittelt (KILZER & WILLI 2000 & 2001), allerdings entfällt dabei nur ein kleiner Teil der Fläche auf für den Dreizehenspecht geeignete Lebensräume.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



71.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3, Rote Liste Österreich: LC (least concern/ungefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Offenbar ist die Bestandssituation in den subalpinen Nadelwäldern stabil (FRÜHAUF 2004 i. Dr.).

Gefährdungsursachen: Dreizehenspechte besiedeln vor allem naturnahe Nadelwälder mit viel Totholz, intensive Bewirtschaftung muss sich deshalb nachteilig auf die Art auswirken. Da die Verbreitungsschwerpunkte des Dreizehenspechts aber in den zumeist gering erschlossenen und daher, wenn überhaupt, naturnah bewirtschafteten subalpinen Regionen liegen, ist für die meisten Teile seines Areals im Alpenraum keine aktuelle Gefährdung erkennbar. Im Zuge aktueller forstlicher Intensivierungsbestrebungen (Hochlagenerschließung, „Schutzwaldpflege") sind jedoch Verschlechterungen denkbar. Anders liegt die Situation in tiefergelegenen Bereichen der Alpen und vor allem in den Hang- und Kuppenlagen der Mittelgebirge (für Österreich nur für Wald- und Mühlviertel relevant). Hier hat die Art in der Vergangenheit durch die Schaffung strukturarmer und intensiv bewirtschafteter Altersklassenwälder sicherlich an Boden verloren (vgl. SCHERZINGER 1982). So ist der Dreizehenspecht z. B. im Schwarzwald/Deutschland bis auf mögliche Reliktvorkommen bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts verschwunden (HÖLZINGER 1987), ähnlich könnte die Entwicklung auch in den Wäldern des Mühl- und Waldviertels verlaufen sein.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: In den alpinen Vorkommen, die fast den gesamten österreichischen Dreizehenspecht-Bestand beherbergen, müssen die Wälder weiterhin in einem naturnahen Zustand erhalten werden. Im Be-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

reich der derzeit bekannten Brutvorkommen auf der Böhmischen Masse sollte die Bewirtschaftung nicht intensiviert werden und für bisher intensiv genutzte Bestände wiederum ein naturnäherer Aufbau angestrebt werden (FRÜHAUF 2005). Zur Erfassung des Bestandstrends ist ein Monitoring unerlässlich.

71.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Dreizehenspechts in Europa stark verantwortlich, insbesondere weil es 50 % der alpinen Unterart *P. t. alpinus* beherbergt.

71.1.9 Kartierung

Wie bei anderen Spechtarten ist eine Kombination aus Revierkartierung und Höhlensuche am besten geeignet (vgl. WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, HUMMITZSCH 1987). Die Balz beginnt in der zweiten Märzhälfte, hat aber ihren Höhepunkt von Mitte April bis Mitte Mai (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, WINKLER et al. 1995). Am auffälligsten ist zu dieser Zeit das Trommeln, das aber sofort nach der Paarbildung verstummt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Je höher die Anzahl der Begehungen, umso genauer kann man Reviere gegeneinander abtrennen. Sechs Begehungen zu verschiedenen Zeiten sind nach Erfahrungen aus Vorarlberg als Mindestzahl anzusehen (R. KILZER schriftl. Mitt.). Die genauesten, aber aufwändigsten Daten erhält man durch die Suche der Nisthöhlen. Der Einsatz von Tonbandgeräten kann bei wenigen Begehungen ein wichtiges Hilfsmittel sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994).

71.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der heimlichen Lebensweise und der unzugänglichen Lebensräume sind viele Vorkommen noch unbekannt (vgl. LANDMANN & LENTNER 2001, BRADER & AUBRECHT 2003, KAUTZ 2003). Dementsprechend gibt es Schwierigkeiten, die Bestandsentwicklung gut einzuschätzen. Über die populationslimitierenden Faktoren wie Bruterfolg sowie über bewirtschaftungsbedingte Einflüsse ist allgemein noch wenig bekannt.

71.1.11 Literatur

BEZZEL, E. & LECHNER, F. (1978): Die Vögel des Werdenfelser Landes. Vogelkundliche Bibliothek Band 8. Kilda-Verlag, Greven. 243 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

BÜRKLI, W.; JUON, M. & RUGE, K. (1975): Zur Biologie des Dreizehenspechtes *Picoides tridactylus*. 5. Beobachtungen zur Führungszeit und zur Größe des Aktionsgebiets. Orn. Beob. 72: 23-28.

CHABLOZ, V. & WEGMÜLLER, P. (1994): Nidification du Pic tridactyle (*Picoides tridactylus*) dans la Jura vaudois (Suisse). Nos Oiseaux 42: 261-266.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRANK, G. & HOCHEBNER, T. (2001): Erfassung der Spechte – insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* – im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterr. Landesregierung. St. Pölten. 116-148.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. 1150 pp.

HÅGAVAR, S.; HÅGVAR, G. & MONNESS, E. (1990): Nest site selection in Norwegian Woodpeckers. Holarctic Ecol. 13: 156-165.

HESS, J. (1983): Verbreitung, Siedlungsdichte und Habitat des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus alpinus* im Kanton Schwyz. Orn. Beob. 80: 153-182.

HOGSTAD, O. (1971): Stratification in Winter Feeding of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. Ornis Scand. 2: 143-146.

HOGSTAD, O. (1976a): Interseksuell deling av forplantningsterritoriet hos tretåspett. Sterna 15:5-10.

HOGSTADT, O. (1976b): Sexual dimorphism and divergence in winter foraging behaviour of Three-toed Woodpeckers *Picoides tridactylus*. Ibis 118: 41-50.

HOGSTAD, O. (1977): Seasonal change in intersexual niche differentiation of the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. Ornis Scand. 8: 101-111.

HOGSTAD, O. (1978): Sexual dimorphism in relation to winter foraging and territorial behaviour of the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* and three *Dendrocopos* species. Ibis 120: 198-203.

HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs (Avifauna Baden-Württemberg). Band 1. Gefährdung und Schutz. 1.800 pp.

HÖPFLINGER, F. (1958): Die Vögel des steirischen Ennstales und seiner Bergwelt. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 88: 136-169.

KAUTZ, W. (2001): Erstes Brutvorkommen des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus*) im Wienerwald/Niederösterreich. Egretta 44: 138-149.

KILZER, R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der sonnseitigen Bergwälder im Klostertal. Vorarlb. Naturschau 1: 233-264.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österr. Gesellschaft f. Vogelkunde, Landesstelle Vorarlberg, Wolfurt/Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. 275 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KILZER, R. & WILLI, G. (2000): Brutvorkommen von Anhang I – Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie im Natura 2000-Gebiet Verwall (Teilgebiet Silbertal). Gefährdungsursachen und Entwicklungsziele. Unveröff. Studie i. A. des Amtes Vorarlberger Landesregierung, Abt. Umweltschutz. BirdLife Österreich - Landesgruppe Vorarlberg. Bregenz. 42 pp + Anhang.

KILZER, R. & WILLI, G. (2001): Brutvorkommen von Anhang I – Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie im Natura 2000-Gebiet Verwall (Teilgebiete Klösterle, St. Gallenkirch und Gaschurn). Gefährdungsursachen und Entwicklungsziele. Unveröff. Studie i. A. des Amtes Vorarlberger Landesregierung, Abt. Umweltschutz. BirdLife Österreich - Landesgruppe Vorarlberg. Bregenz. 66 pp + Anhang.

LANDMANN, A; & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

NADLER, K. (1995): Freiwald. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 257-268.

PECHACEK, P. (2003): Ist der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) auf dem Vormarsch? Ein Bericht zur aktuellen Verbreitung der Art in Europa. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 193-200.

PECHACEK, P. & KRISTÍN, A. (1996): Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* während der Nestlingsperiode. Ornithol. Beob. 93: 259-266.

RUGE, K. (1968): Zur Biologie des Dreizehenspechtes *Picoides tridactylus* L. 1. Beobachtungsgebiet, Aktionsgebiet, Nahrungserwerb, Trommeln, Pendelbewegungen. Orn. Beob. 65: 109-124.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

RUGE, K. (1974): Zur Biologie des Dreizehenspechtes *Picoides tridactylus*. 4. Brutbiologische und brutökologische Daten aus der Schweiz. Orn. Beob. 71: 303-311.

RUGE, K. & HAVELKA, P. (1993): Vergleichende Untersuchungen an Buntspecht (*Dendrocopos major*) und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*). Engadin/Neckarland. Nahrungsanalysen während der Brutperiode. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 101-107.

RUGE, K. & WEBER, W. (1974): Brutgebiet des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* im Eisenerzer Raum, Steiermark. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 300-304.

SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Heft 9. Grafenau. 119 pp.

WESOLOWSKI, T. & TOMIALOJC, T. (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest - preliminary data. Acta Orn. 22: 1-21.

71.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Dreizehenspecht ist in Österreich in geeigneten Lebensräumen ein weit verbreiteter Brutvogel und beinahe in jedem größeren Waldgebiet zu finden. Da die Art nur in geringer Siedlungsdichte vorkommt, und da sein Lebensraum mehr oder weniger flächig ausgebildet ist, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet. Totholz in Form von toten Ästen und Bäumen stellt ein essentielles Requisit im Lebensraum des Dreizehenspechts dar. Quantitative Angaben fehlen aber in der Literatur.

71.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

71.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsalter	Bestände mit einem Alter von > 120 Jahren nehmen mehr als 75 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 120 Jahren nehmen 50-75 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 120 Jahren nehmen weniger als 50 % der Waldfläche ein
Baumdurchmesser[56]	Mittlerer Brusthöhendurchmesser (cm) > 50	Mittlerer Brusthöhendurchmesser 20-50	C: Mittlerer Brusthöhendurchmesser < 20
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte[57]	Siedlungsdichte (Reviere/ km²) > 0,64	Siedlungsdichte (Reviere/ km²) 0,24- 0,64	Siedlungsdichte (Reviere/ km²) < 0,24

[56] HOGSTAD 1977, HESS 1983

[57] Es wurden für die Dichteangaben aus der Literatur Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Die Flächen müssen mindestens 5 km^2 groß sein.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

71.3 Bewertungsanleitung

71.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

71.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Bestandssentwicklung „A/B“, mindestens zwei weiterei Indikatoren „A“, keiner der anderen Indikatoren „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Zwei oder mehr Indikatoren „C“, die anderen nicht höher als „B“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

72 A246 *LULLULA ARBOREA*

72.1 Schutzobjektsteckbrief

72.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Heidelerche

Englisch: Woodlark, Französisch: Alouette lulu, Italienisch: Tottavilla, Spanisch: Totovía

72.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Lerchen – Alaudidae

Merkmale: Die Heidelerche wirkt im Vergleich zu anderen Lerchen recht klein und kurzschwänzig, ist aber dennoch leicht mit der Feldlerche zu verwechseln. Die Schwanzspitze ist weiß, die Schwanzaußenkanten hingegen hellbraun (nicht weiß wie bei der Feldlerche), der Hinterrand der Flügel hat keinen weißen Rand wie bei der Feldlerche. Im Sitzen weist die Heidelerche ein charakteristisches schwarz/weißes Muster vor dem Flügelbug, eine kontrastreiche Kopfzeichnung und einen breiten cremefarbenen Überaugenstreif, der weit nach hinten reicht, auf. Für den Nachweis der optisch unauffälligen Art spielt der melodiöse, etwas wehmütig klingende Gesang aus abfallenden Reihen gleicher Silben, z. B. „lülü“ lülü ....“ (*Lullula*!) eine zentrale Rolle.

72.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Heidelerchen verteidigen zur Brutzeit Reviere, diese inkludieren auch die zur Nahrungssuche benötigten Flächen. Benachbarte Männchen kennen und tolerieren einander, fremde werden hingegen sofort vertrieben. Nach der Brutzeit beginnen sich ab August kleine Trupps zu bilden. Im September sind neben den letzten Einzelpaaren an den Brutplätzen auch Trupps von bis zu 50, Ende September/Oktober sogar Ansammlungen von bis zu 200 Exemplaren zu beobachten. Die Heidelerche zieht und überwintert einzeln, selten auch in losen Trupps von bis zu etwa acht, ausnahmsweise 30-45 Exemplaren; bisweilen ist die Art mit Feld- oder Ohrenlerchen, seltener auch mit Finken und Ammern vergesellschaftet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

Fortpflanzung: Heidelerchen leben in monogamer Saisonehe. Die Paarbildung erfolgt unmittelbar nach der Ankunft ab Anfang März. Die Nester werden am Boden, zumeist in grasige Vegetation, lichte Zwergstrauchbestände oder Bestände sehr junger Kiefern gebaut (MACKOWICZ 1970, PÄTZOLD 1986); im Agrarland finden sich Nester auch in Getreide- und Gemüsefeldern sowie in Weingärten (LABITTE 1958, KOFFÁN 1960). Wichtig sind in jedem Fall Freiflächen in unmittelbarer Nestumgebung, die einen ungehinderten Zu- und Abgang ermöglichen (PÄTZOLD 1986). Die Nester stehen immer in der Nähe des Waldrandes, so z. B. in Westpolen in der Regel nicht weiter weg als die vierfache Höhe der nächstgelegenen Bäume, andererseits aber auch nur ausnahmsweise unmittelbar am Waldrand selbst (MACKOWICZ 1970). Die Eiablage beginnt in der dritten Märzdekade und erreicht in der ersten April-Hälfte einen Höhepunkt. Die Gelege der Heidelerche bestehen in der Regel aus 3-6 Eiern, am häufigsten sind solche mit vier Eiern. Die Art zeigt einen umgekehrten Kalendereffekt, d.h. frühere Nester weisen geringere Gelegestärken als spätere auf: So steigen die Mittelwerte aus drei mitteleuropäischen Gebieten von 3,78 bzw. 3,96 im März und April auf 4,22 im Mai und 4,65 im Juni. Bei Verlust des Erstgeleges kommt es regelmäßig zu Ersatzbruten (KOFFÁN 1960). Im östlichen Deutschland sind zwei Bruten die Regel (PÄTZOLD 1986) und auch in Ungarn wurden Zweitbruten und einmal sogar drei Bruten nachgewiesen (KOFFÁN 1960). Die Gelege

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

werden 13-15 Tage bebrütet, die Nestlinge benötigen 10-13 Tage bis zum Ausfliegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

Nahrung und Nahrungssuche: Zur Brutzeit haben Insekten einen höheren Anteil an der Nahrung als bei anderen Lerchenarten, wobei vorwiegend Schmetterlingslarven, Käfer und Blattwespenlarven erbeutet werden, daneben aber auch andere Insektengruppen wie Zweiflügler, kleine Schmetterlinge, Heuschrecken und Ameisen, Spinnen und seltener auch Schnecken und Regenwürmer. An pflanzlicher Nahrung werden im Frühjahr zarte Spitzen von Gräsern und Getreide, Pflanzenknospen und kleine Blätter gefressen, im Herbst vor allem Samen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Die Nestlingsnahrung untersuchte MACKOWICZ (1970) in Westpolen: von 349 Nahrungstieren waren hier 167 (47,8 %) Insekten (am häufigsten Schmetterlingslarven, Käfer und Hymenopterenlarven), 114 (32,7 %) Spinnen und 64 (18,3 %) Kiefernsamen. Direktbeobachtungen am Nest ergaben unter 1.796 Beutetieren zu 35 % Schmetterlingsraupen, 19 % andere Insektenlarven, 17 % Regenwürmer, 14 % Käfer, 8 % Spinnen und 3 % Schmetterlinge.

Der Nahrungserwerb erfolgt ausschließlich am Boden in kurzer oder schütterer Vegetation oder auf vegetationsfreiem Grund, die Beute wird dabei direkt vom Boden oder aus der obersten Bodenschicht aufgenommen oder von niedrigen Pflanzenteilen abgepickt; Insektenjagd unter Einsatz der Flügel scheint nur ganz ausnahmsweise vorzukommen (MACKOWICZ 1970).

72.1.4 Autökologie

Lebensraum: Als Vogelart der Waldsteppe brütet die Heidelerche in halboffenen Landschaften in den Übergangsbereichen zwischen Wäldern oder kleineren Baumbeständen und offenem Land (SCHAEFER & VOGEL 2000). Geeignete Lebensräume finden sich in warmen, trockenen Lagen (zumeist an Kuppen, Hängen oder Terrassen). In Österreich brütet die Art in nicht zu stark verbuschten und mit einzelnen Bäumen oder Baumgruppen bestandenen Trocken- und Magerrasenhängen, in waldrandnahen, extensiv genutzten Magerwiesen, in waldnahen Weingärten, die durch Raine, Brachen, kleine Ackerparzellen und Trockenrasenreste gegliedert sind, in extensiv genutzten, verbuschten Streuobstwiesen, Kahlschlägen, Aufforstungen und Brandflächen in Kiefernwäldern, in Heideflächen sowie in lückigen, mageren Mähwiesen, extensiven Viehweiden und terrassierten Äckern in der Nähe von Waldrändern (DVORAK et al. 1993, BERG et al. 1992, SCHWEIGHOFER 1995, SCHMALZER 1988). Heidelerchen-Habitate sollten eine ausreichende Zahl von Warten aufweisen, wobei vor allem einzelne oder in Gruppen stehende Bäume und Sträucher, aber auch Pfähle, Zaunpfosten und Leitungsdrähte von der Heidelerche genutzt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Geeignete Warten sollten jedenfalls einen guten Überblick über das Revier erlauben, andernfalls kann auch auf höhere Bäume am nahen Waldrand zurückgegriffen werden (MACKOWICZ 1970). Eine Untersuchung in einem Weinbaugebiet an der niederösterreichischen Thermenlinie im Jahr 2003 zeigte, dass Einzelgehölze das entscheidende Habitatrequisit sind, das in Heidelerchenrevieren um ein vielfaches häufiger vertreten ist als auf Vergleichsflächen (FRÜHAUF 2004). Reviere wiesen gegenüber Vergleichsflächen eine signifikant höhere kleinräumige Strukturvielfalt auf (Raine, kleine Gehölze); dem entsprechend siedelte sich die Heidelerche hier bevorzugt in Bereichen an, die bewegte Geländeformen aufwiesen, flache (deutlich strukturärmere) Gebietsteile wurden tendenziell gemieden (RAGGER 2000, FRÜHAUF 2004). An der Thermenlinie zeigte sich jedoch andererseits eine eklatante Meidung von Bereichen mit höherem Anteil an verbuschten oder mit flächigen Gehölzen bestandenen Flächen (FRÜHAUF 2004).

Von zentraler Bedeutung ist der Anteil an Flächen ohne oder mit schütterem, niedrigem Bodenbewuchs, die zur Nahrungssuche benötigt werden. In südenglischen Kiefernaufforstungen wiesen Nahrungsplätze im Vergleich zur Umgebung eine signifikant kürzere (unter 5 cm hohe) Bodenvegetation und mehr offenen Grund auf, zusätzlich auch mehr Moos sowie weniger altes Gras und hohe Vegetation (BOWDEN 1990). An der Thermenlinie werden Flächen mit höherem Pflanzenbewuchs (z.B. Begrünungen) deutlich gemieden (RAGGER 2000), begrünte Flä-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

chen (Erosionsschutz) erreichen im Gebiet knapp 40% (FRÜHAUF 2004). Zur Nahrungssuche genutzte Bereiche können bis zu 200 m vom Nest entfernt sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985), in Südengland wurden bei Direktbeobachtungen an fünf Paaren mittlere Distanzen zwischen 64 und 199 m festgestellt, maximal entfernten sich die Vögel sogar 177-400 m vom Nest (BOWDEN 1990). Auf die Bedeutung eines guten Insektenangebots an der niederösterreichischen Thermenlinie weist hin, dass die Anteile von Flächen mit reduziertem Pestizideinsatz in Heidelerchenrevieren doppelt so hoch sind wie in Vergleichsflächen (FRÜHAUF 2004). Kahlschläge und Brandflächen werden generell nur dann besiedelt, wenn sie nicht zu klein sind und inmitten des geschlossenen Waldes liegen, dabei bieten 1-10, bevorzugt 2-4 ha große Lichtungen oder Pflanzungen mit höchstens 1-1,5 m hohen Bäumchen bis zu einem Alter von maximal sieben Jahren, die mindestens an einer Seite an Hochwald angrenzen, die geeignetsten Bedingungen (MACKOWICZ 1970, PÄTZOLD 1986, BOWDEN 1990). An der Thermenlinie werden Wege und Strassen sowie Siedlungsränder gemieden (FRÜHAUF 2004).

72.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es überrascht, dass angesichts der naturschutzfachlichen Relevanz der Art bislang erst einzelne populationsbiologische Untersuchungen durchgeführt wurden. Zum Bruterfolg liegen die folgenden Angaben vor: In Holland flogen aus 57 von 67 Nestern Jungvögel aus, der Gesamtbruterfolg lag bei 69 % mit durchschnittlich 2,9 flüggen Jungvögeln pro Nest (R. BIJLSMA in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Einen viel niedrigeren Wert ermittelte hingegen MACKOWICZ (1970) in Westpolen mit 1,85 ausfliegenden Jungvögeln pro Nest und einem Gesamtbruterfolg von 46 %.

Zumindest für Männchen ist Brutplatztreue über mehrere Saisonen hinweg nachgewiesen worden, Jungvögel, die in die weitere Umgebung des Geburtsortes zurückkehrten, sind in zwei Fällen festgestellt worden (KOFFÁN 1960). Heidelerchen sind territorial und besetzten in Westpolen 2-3 ha große Reviere, wobei sich auf Lichtungen bis zu drei Hektar nur ein Revier fand, auf solchen von 3-5 ha normalerweise zwei (MACKOWICZ 1970). Angaben zu Siedlungsdichten variieren bei der Heidelerche beträchtlich. Mit bis zu 8,2 Brutpaaren pro 10 Hektar (Mittel 3,5, Minimum 0,8) in niederländischen Heide- und Flugsandgebieten dürften maximale Siedlungsdichten erreicht werden (HUSTINGS & SCHEPPERS 1981). Dichten von mehr als einem Revier pro 10 ha werden nur in kleinen Untersuchungsflächen mit 5-6 ha festgestellt (PÄTZOLD 1986); auf größeren Flächen werden deutlich geringere Werte erzielt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). In Schleswig-Holstein bewegten sich die Dichten zwischen 0,2 und 0,27 Revieren/10 ha (DAUNICHT 1985), auf frischen Brandflächen stiegen die Dichten in Niedersachsen auf vergleichbare 0,22 Reviere/10 ha (DAUNICHT 1985). Im niederösterreichischen Steinfeld beträgt die Siedlungsdichte in einem 45 km^2 Kiefernwald aber lediglich rund 0,012 Reviere/10 ha, im benachbarten, etwa zur Hälfte mit Kiefern bestandenen Truppenübungsplatz Großmittel auf etwa 8 km^2 immerhin 0,625 Reviere/10 ha (G. BIERINGER pers. Mitt.). Vermutlich die höchste bekannte großflächige Dichte wurde 1993 in einem großen Teil des Vorkommens an der niederösterreichischen Thermenlinie (11,6 km^2) mit 0,84 Revieren/10 ha erreicht, wobei die Dichte bezogen auf ca. 10,5 km^2 geeigneten Lebensraum (v.a. Weinberge) 0,92 Reviere/10 ha betrug (FRÜHAUF 2004).

Wanderungen: Die Populationen in Südengland, Westfrankreich und Südeuropa sind Stand- oder Strichvögel, die Brutvögel aus weiter nördlich und östlich gelegenen Vorkommen sind Kurzstreckenzieher. Das Überwinterungsgebiet der Nominatform liegt im westlichen Frankreich, auf der Iberischen Halbinsel und von hier über den nördlichen Mittelmeerraum nach Osten hin bis an die Südküste der Türkei sowie in der Ukraine nordwärts bis Kiew. Vereinzelt überwintert die Nominatform auch in Nordostafrika. Mitteleuropäische Brutvögel ziehen in südwestliche Richtungen. Ringfunde ungarischer Vögel liegen aus Mittelitalien und Südfrankreich vor, Heidelerchen aus der Tschechoslowakei überwintern in Südfrankreich und Spanien. Nach Beendigung der Brut beginnen Alt- und Jungvögel ab Ende Juli in kleinen Verbänden ungerichtet

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

umherzustreichen. Der eigentliche Wegzug setzt Mitte/Ende September ein und erreicht Anfang/Mitte Oktober seinen Höhepunkt. Die Ankunft in den Brutgebieten Mitteleuropas kann in milden Wintern bereits auf die zweite Hälfte Februar fallen, in Normalwintern treffen die Vögel ab Anfang März ein; Mitte März sind die Brutpopulationen zumeist weitgehend vollständig in den Brutgebieten eingetroffen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

72.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Verbreitungsgebiet der Heidelerche ist fast ausschließlich auf Europa beschränkt, nur im Südosten zieht sich das Areal über Kleinasien ostwärts bis in die Niederungen von Kama und Wolga, zur Westküste des Kaspischen Meeres, in den nordwestlichen Iran und nach Turkmenistan, im Südwesten werden die Maghrebländer erreicht. In Europa fehlt sie lediglich im Norden, so wird in Großbritannien und Skandinavien nur der äußerste Süden besiedelt. (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

Europa: Die Heidelerche ist in Europa (inklusive der Türkei) in 35 Staaten regelmäßiger Brutvogel. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne die Türkei) auf 900.000-3.400.000 Paare geschätzt. Die größten Vorkommen finden sich in Spanien (560.000-1.300.000 Paare), Portugal (100.000-1.000.000) und Frankreich (50.000-500.000) (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 770.000-2.600.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände der Heidelerche in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	700-900	1998-2002
Belgien	450-550	1981-1990
Dänemark	300	1993-1996
Deutschland	25.000-35.000	
Finnland	600-1.000	1990-1995
Frankreich	50.000-500.000	1997
Griechenland	4.000-10.000	
Italien	20.000-40.000	1988-1997
Luxemburg	20-30	
Niederlande	2.700-3.500	1980
Portugal	100.000-1.000.000	1989
Schweden	2.000-3.000	1990
Spanien	560.000-1.300.000	
Vereinigtes Königreich	600	1993

Österreich/Verbreitung: Das Hauptverbreitungsgebiet liegt im nördlichen Niederösterreich, an der Thermenlinie und am Fuß des Leithagebirges. Diese Gebiete beherbergen zusammen 70-80 % des österreichischen Brutbestandes.

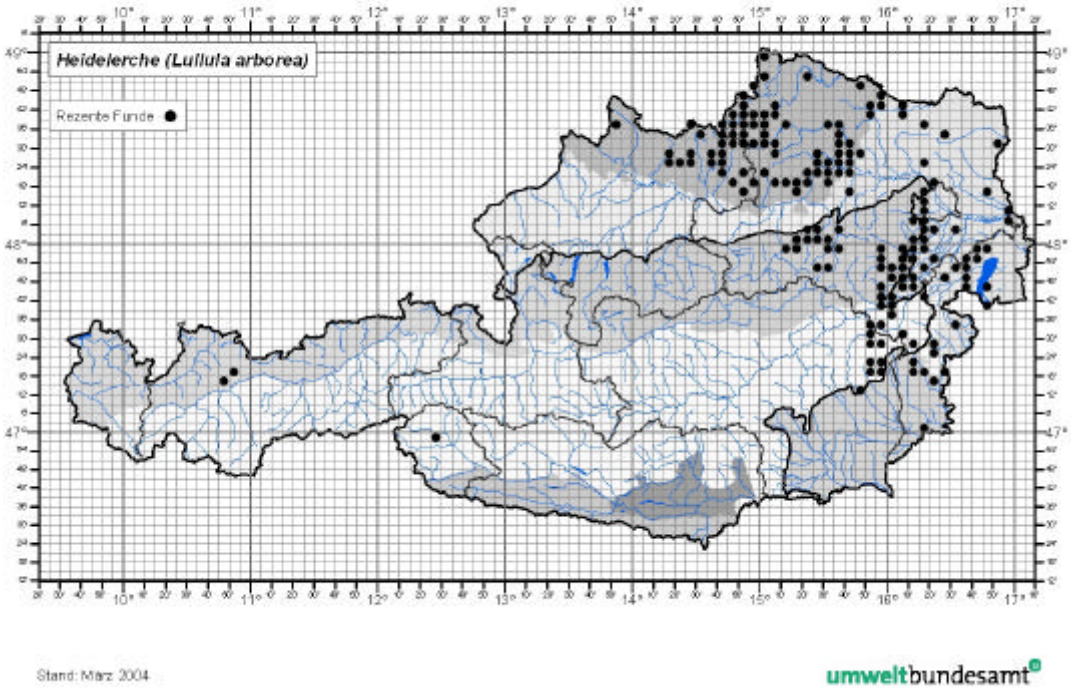
Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Zwei Kopfstarke Vorkommen befinden sich am Ost- und Südabhang des Leithagebirges sowie im Bereich des Ruster Hügelzuges. PETER (1999) schätzte 1998 den Bestand im Leithagebirge auf 70 Brutpaare, denjenigen im Ruster Hügelzug

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

auf 35. Abseits dieser beiden Hauptvorkommen gibt es noch lokal einzelne im Mittel- und Südburgenland, fast alle diese Beobachtungen beziehen sich auf einzelne singende Männchen (ABÖ). *Wien*: Aktuell bestehen Vorkommen von einzelnen singenden Männchen bei Kalksburg sowie am Bisamberg (ABÖ). *Niederösterreich*: Das Bundesland beherbergt derzeit den Großteil des österreichischen Bestandes, der sich auf etwa fünf Schwerpunkte aufteilt: An der Thermenlinie konnten 2002 insgesamt 165-176 Reviere gezählt werden (A. PANROK ABÖ). Daran anschließend brütet die Art im Steinfeld (65-70 Reviere, BIERINGER & BERG 2001) und am südlichen Alpenostrand zwischen der Neuen Welt und Ternitz (1995 mindestens 12 Reviere, ABÖ). Weitere Verbreitungsschwerpunkte liegen im Voralpenland, wo Kartierungen Mitte der 1990er Jahre einen Bestand von 50-60 Brutpaaren vermuten lassen (SCHWEIGHOFER 1995), im Raum Krems und im unteren Kremstal mit ca. 50 Brutpaaren zu Beginn der 1990er Jahre (WENGER 1995), in der Wachau und am angrenzenden Jauerling mit 15-20 bzw. 13-16 Brutpaaren zu Beginn der 1990er Jahre (BERG et al. 1995) sowie im westlichen Waldviertel mit einer aktuellen Schätzung von 185-230 Revieren (K. NADLER ABÖ). Weitere, überwiegend isolierte kleinere Vorkommen finden sich im zentralen und südlichen Waldviertel, vereinzelt im Weinviertel, im südlichen Wienerwald sowie am Westrand des Leithagebirges. Bemerkenswert ist die Entdeckung eines Brutvorkommens in der Weikendorfer Remise im Jahr 2002 (BERG 2002), 2003 wurden hier mindestens 10 Reviere gezählt (H.-M. BERG unveröff.). *Oberösterreich*: Das Vorkommen der Art beschränkt sich aktuell auf das zentrale und östliche Mühlviertel, hier werden alljährlich 3-10 Reviere nachgewiesen, der Bestand wird grob auf 3-30 Brutpaare geschätzt (BRADER & AUBRECHT 2003). *Steiermark*: Bekannte Heidelerchenvorkommen beschränken sich beinahe ausschließlich auf das Joglland und das Wechselvorland. Es ist aber fraglich, ob die Art hier heute noch vorkommt, die letzten Nachweise stammen aus den frühen 1990er Jahren und gezielte Nachsuchen in den Jahren 1994 und 1995 ergaben keine Beobachtungen (SACKL & SAMWALD 1997). *Tirol*: Aus den letzten Jahren gibt es einzelne Nachweise vom Mieminger Plateau und aus dem oberen Inntal, es ist aber fraglich, ob die Heidelerche aktuell noch brütet (LANDMANN & LENTNER 2001).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Tirol:* In Nordtirol hielten sich Vorkommen im Bereich des Innsbrucker Mittelgebirges und des Mieminger Plateaus bis in die 1930er Jahre (WALDE 1938), ein Vorkommen im nördlichen Gurgltal bis zumindest Anfang der 1980er Jahre (BODENSTEIN 1985). In Osttirol brütete die Art zu Beginn den 1950er Jahre an den Rändern des Lienzer Beckens (KÜHTREIBER 1952). *Vorarlberg*: Das vorarlbergische Vorkommen der Art ist wahrscheinlich schon in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts erloschen (KILZER & BLUM 1991).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



72.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2/Vulnerable, Rote Liste Österreich: VU (vulnerable/gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die Heidelerche hat in Österreich vor allem in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts großräumig Bestands- und Arealverluste hinnehmen müssen. So wurden nahezu alle Brutplätze in den Alpen aufgegeben (DVORAK et al. 1993), im ehemals dicht besiedelten Mühlviertel (MAYER 1958) ist die Art in den letzten 30 Jahren bis einige wenige Einzelpaare verschwunden (SCHMALZER 1988) und im Waldviertel wurden zahlreiche noch in den 1950er und 1960er Jahren besetzte Brutgebiete in den letzten 20 Jahren verlassen (LAUERMANN 1988). Demgegenüber kam es in den Weinbaugebieten vor allem im Verlauf der 1990er Jahre zu deutlichen Bestandszunahmen; so hat sich z. B, der Bestand an der Thermenlinie in den letzten 10 Jahren mehr als verdoppelt (ABÖ, A. PANROK unveröff.), im Leithagebirge und im Ruster Hügelzug, wo die Art in den späten 1980er Jahren nur mehr in einzelnen Paaren vorhanden war, kam es zu einer Zunahme auf derzeit sicher über 100 Paare (ABÖ, PETER 1999). Nach den Ergebnissen einer intensiven Untersuchung im wichtigsten Teilgebiet des Brutgebiets an der Thermenlinie (FRÜHAUF 2004) zeigen, dass die Zunahme in den Weinbaugebieten wahrscheinlich eine Folge von Extensivierungsmaßnahmen (v.a. Reduktion des Pestizid- und Düngereinsatzes) sind. Insgesamt gesehen dürften die rezenten Zunahmen in Teilgebieten jedoch die Abnahmen sei 1970 nicht ganz ausgeglichen haben (FRÜHAUF (2004, i. Dr.).

Gefährdungsursachen: Habitatzerstörung ist der hauptsächliche Gefährdungsfaktor für die Heidelerche in Mitteleuropa. Verluste entstehen etwa durch Rodungen von Einzelbäumen, Feldgehölzen und Rainen, die Intensivierung extensiver Wiesen und Weiden (v.a. verstärkte

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Düngung), die Verbuschung und Aufforstung ehemals offener Flächen nach Aufgabe der Mahd oder Beweidung, Kommassierungen in Weingartenflächen, die Umwandlung von Trocken- und Magerrasenflächen in Ackerland , Asphaltierungen von Feldwegen oder auch die Verringerung der Waldweide, die allerdings in Österreich keine Rolle spielt (HEATH 1994). Die Ergebnisse einer Untersuchung an der niederösterreichischen Thermenlinie legen darüber hinaus eine negative Rolle von Pestiziden (vermutlich aufgrund der Reduktion des Insektenangebots) nahe (FRÜHAUF 2004). Daneben sind auch negative Effekte der globalen, luftverfrachtete Eutrophierung, eine Bedrohung gerade für Magerstandorte (ELLENBERG 1996), anzunehmen.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Vorrangig ist in noch gut besetzten Heidelerchen-Vorkommen die Erhaltung, Pflege und Wiederherstellung geeigneter Habitate. Eine zentrale Erfordernis ist die Erhaltung oder bei geringer Ausstattung Neupflanzung (RAGGER 2000) von Einzelbäumen in bestehenden und potentiellen Vorkommensgebieten. Zweitwichtigster Punkt ist – betreffend die grünlanddominierten Brutgebiete – die Erhaltung und Wiederherstellung extensiver Heu- und Weidewirtschaft auf niedrigem Düngerniveau. Insbesondere der Erhaltung und allenfalls Neupflanzung von Einzelbäumen kommt offenbar eine entscheidende Rolle zu (FRÜHAUF 2004). Die Beseitigung von Landschaftselementen, Kommassierungen, Asphaltierung von Feldwegen und Aufforstungen sind in Heidelerchen-Brutgebieten zu vermeiden oder auf ein Mindestmaß zu beschränken. Wo die Art von besonderen extensiven und kleinräumigen Bewirtschaftungsformen abhängig ist, sind diese beizubehalten (z.B. Bewirtschaftung von Trockenrasen und mageren Weiden) und wenn möglich auszuweiten. In Weingärten ist insbesondere darauf zu achten, dass Begrünungen keine zu hohen Flächenanteile einnehmen (FRÜHAUF 2004), der Naturbegrünung ist gegenüber der Aussaat von Gräsern und Kräutern, die eine dichte Pflanzendecke bilden können, der Vorzug zu geben (RAGGER 2000); von sehr hoher Bedeutung ist eine überwiegend extensive Bewirtschaftungspraxis mit geringem Pestizid- und Düngereinsatz (FRÜHAUF 2004). Die genannten Maßnahmen können im Rahmen des österreichischen Agrarumweltprogramms ÖPUL umgesetzt werden. Die Art reagiert auf geeignete Habitat-Managementmaßnahmen sehr schnell mit Zunahmen, wie ein Beispiel aus Unterfranken zeigte (RICHTER 1998); auch die positive Entwicklung in österreichischen Weinbaugebieten (zeitgleich zu immer noch rückläufigen Beständen etwa im Mühlviertel) ist als Effekt von Extensivierungsmaßnahmen anzusehen (FRÜHAUF 2000). Gravierende menschliche Störungen (z. B. Moto Crossbahnen, Modellflugplätze und ähnliches) sollten in Heidelerchengebieten unterbleiben.

72.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Heidelerche weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

72.1.9 Kartierung

Die Heidelerche ist zu Beginn der Brutzeit sehr gesangsaktiv und in ihrem offenen Lebensraum auch gut optisch zu registrieren. Bestandsaufnahmen können daher auch für größere Flächen mit der standardisierten Revier-Kartierungsmethode effizient und zuverlässig durchgeführt werden. Die Kartierungsgänge sollten sich vor allem auf den Beginn der Brutzeit von der Revierbesetzung bis ca. Mitte April konzentrieren.

72.1.10 Wissenslücken

Die Bestandsgröße aller bekannten größeren Teilpopulationen sollte in regelmäßigen (alle 3-4 Jahre) erhoben werden. Untersuchungen zur Habitatwahl und Habitatnutzung sollen, dem Beispiel der Weinbaugebiete an der Thermenlinie folgend (RAGGER 2000, FRÜHAUF 2004), auch in anderen österreichischen Vorkommen mit anderen Lebensraumtypen (v.a. Magerwiesen und –weiden und mit Ackerbau-Grünland-Mischgebiete) durchgeführt werden.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

72.1.11 Literatur

BERG, H.-M. (2002): Vogelfauna ausgewählter Sandstandorte im Marchfeld. In: WIESBAUER, H. (Hrsg.): Naturkundliche Bedeutung und Schutz ausgewählter Sandlebensräume in Niederösterreich. Bericht zum LIFE-Projekt „Pannonische Sanddünen". Amt d. NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 126-143.

BERG, H.-M & BIERINGER, G. (2001): Vorkommen und Bestandsgröße von Steppenvogelarten im niederösterreichischen Steinfeld. Stapfia 77: 211-231.

BERG, H.-M.; ZELZ, S. & RÄUSCHL, G. (1995): Wachau - Jauerling. Pp. 177-188 in DVORAK, M. & KARNER, E. Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

BERG, H.-M.; ZELZ, S. & ZUNA-KRATKY, T. (1992): Zwei bedeutende Vorkommen der Heidelerche (*Lullula arborea*) in Niederösterreich. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 3/4: 1-6.

BIJLSMA, R. G.; LENSINK, R. & POST, F. (1985): De Boomleeuwerik *Lullula arborea* als broedvogel in Nederland in 1970-84. Limosa 58: 89-96.

BODENSTEIN, G. (1985): Über die Vogelwelt des Gurgltales, Nordtirol. Versuch einer qualitativen Bestandsaufnahme. Monticola 5, Sonderheft. 144 pp.

BOWDEN, C.G.R. (1990): Selection of foraging habitats by Woodlarks (*Lullula arborea*) nesting in pine plantations. J. Appl. Ecol. 27: 410-419.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7, zugleich Kataloge der OÖ Landesmuseen, N. F. Nr. 194. 543 pp.

DAUNICHT, W. (1985): Das Vorkommen der Heidelerche (*Lullula arborea*) in Schleswig-Holstein. Corax, Band 11, Heft 1, 1-43.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart. 5. Aufl. 1095 pp.

FRÜHAUF, J. (2004): Der Einfluss von ÖPUL 2000 auf Habitatnutzung und Brutvorkommen der Heidelerche an der Thermenlinie. Studie von BirdLife Österreich im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. BirdLife Österreich, Wien.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 10: Passeriformes 1/I Alaudidae - Hirundinidae. AULA Verlag, Wiesbaden. 719 pp.

HEATH, M. (1994): Woodlark *Lullula arborea*. Pp. 364-365 in TUCKER, G.M. & HEATH, M.F.: Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series no. 3). BirdLife International, Cambridge, U.K. 600 pp.

HUSTINGS, F. & SCHEPERS, F. (1981): Enkele aspecten betreffende het voorkomen en de broedbiologie van de Boomleeuwerik in de omgeving van Brunssum. Natuurhist. Maandblad 70: 114-120.

KILZER, R. & BLUM, V: (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Natur und Landschaft in Vorarlberg 3. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde & Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Wolfurt und Bregenz. 275pp.

KOFFÁN, K. (1959): Observations on the nesting of the Woodlark (*Lullula arborea* L.). Acta Zoologica 6: 371-412.

KÜHTREIBER, J. (1952): Die Vogelwelt der Lienzer Gegend. Pp 225-243 in Lienzer Buch. Schlern-Schriften 98. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.

LABITTE, A. (1958): Observations sur *Lullula arborea* en pays drourais (Eure-et-Loire). Oiseau 28: 39-52.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

LANDMANN, A: & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LAUERMANN, H. (1988): Bestandsrückgänge bei Heidelerche, Grauammer und Dohle im Übergangsbereich Waldviertel/Weinviertel. Vogelschutz in Österreich 2: 79-81.

MACKOWICZ, R. (1970): Biology of the Woodlark *Lullula arborea* (Linnaeus, 1758) (Aves) in the Rzepin Forest (Western Poland). Acta Zool. Cracoviensia 15: 61-160.

MAYER, G. (1958): Beiträge zur Ornis des mittleren Mühlviertels. Jb. österr. Arbeitskr. Wildtierforsch. 1958: 8-18.

PÄTZOLD, R. (1986): Heidelerche und Haubenlerche. 2., erweiterte Auflage. Die Neue Brehm-Bücherei 440. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 184 pp.

PETER, H. (1999): Heidelerchenkartierungen im Leithagebirge. Burgenländische Heimatblätter 4/99: 200-210.

RAGGER, M. (2000): Siedlungsdichte und Habitatnutzung der Heidelerche (*Lullula arborea*) an der Thermenlinie (Niederösterreich). Egretta 43: 89-111.

RICHTER, K. (1998): Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf den Brutbestand der Heidelerche (*Lullula arborea*) und Zippammer (*Emberiza cia*) in Trockenstandorten von Unterfranken. Acta ornithooecol. 4/1: 29-39.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHAEFER, T, & VOGEL, B: (2000): Wodurch ist die Waldrandlage von Revieren der Heidelerche (*Lullula arborea*) bedingt – Eine Analyse möglicher Faktoren. J. Ornithol. 142: 335-344.

SCHMALZER, A. (1988): Wiesenvögel im Mühlviertel - wie lange noch ? Pp. 195-198 in Katalog der Oö. Landesausstellung. Das Mühlviertel - Natur-Kultur-Leben, Beiträge. Linz.

SCHWEIGHOFER, W. (1995): Zur Situation der Heidelerche (*Lullula arborea*) im niederösterreichischen Voralpengebiet. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 6: 113-116.

WALDE, K. (1938): Die Singvögel der Mieminger Gegend (Nordtirol). Vogelring 10: 91-99.

WENGER, A. (1995): Raum Krems/Unteres Kremstal. Pp. 202-211 in DVORAK, M. & KARNER, E. Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

72.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Für die Heidelerche werden Brutvorkommen in 13 Natura 2000-Gebieten angegeben (Standarddatenbögen). In den Vorkommensgebieten der Art sind geeignete Lebensräume zumeist großflächig vorhanden und auch besiedelt, eine Unterteilung in einzelne Vorkommen hat daher keine ökologischen Grundlagen; Gebiets- und Vorkommensebene sind daher identisch. Die Habitatansprüche der Heidelerche sind nicht leicht mit geeigneten Indikatoren abzudecken, da die Art recht unterschiedliche Lebensräume besiedelt, zu denen kaum verwertbare Literaturangeben vorliegen.

72.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

72.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitatverfügbarkeit	Anteil an spärlich oder nieder (< 10 cm) bewachsenen Flächen > 50 %	Anteil an spärlich oder nieder (< 10 cm) bewachsenen Flächen 20-50 %	Anteil an spärlich oder nieder (< 10 cm) bewachsenen Flächen < 20 %
Einzelgehölze	Flächenanteil an Einzelgehölzen (einzelne Bäume und Büsche) > 0.5 %	Flächenanteil an Einzelgehölzen (einzelne Bäume und Büsche) 0.1 bis 0.5 %	Flächenanteil an Einzelgehölzen (einzelne Bäume und Büsche) < 0.1 %
Weinbaugebiete: Flächen ohne (bzw. mit reduz.) Pestizideinsatz	Flächenanteil an Einzelgehölzen (einzelne Bäume und Büsche) > 0,5 %	Flächenanteil an Einzelgehölzen (einzelne Bäume und Büsche) 0,2 bis 0,5 %	Flächenanteil an Einzelgehölzen (einzelne Bäume und Büsche) < 0,2 %
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte in Gebieten ab 5 km²	Großflächige Siedlungsdichte > 10 Reviere/km²	Großflächige Siedlungsdichte 2-10 Reviere/km²	Großflächige Siedlungsdichte < 2 Reviere/km²

72.3 Bewertungsanleitung

72.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

72.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“, mindestens ein Habitatindikator „B“ und keiner „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Beide Populationsindikatoren „C“, kein Habitatindikator „A“; ein Populationsindikator „C“, zwei oder mehr Habitatindikatoren „C“, keiner der anderen Indikatoren „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

73 A255 *ANTHUS CAMPESTRIS*

73.1 Schutzobjektsteckbrief

73.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Brachpieper

Englisch: Tawny Pipit, Französisch: Pipit rousseline, Italienisch: Calandro, Spanisch: Bisbita campestre

73.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Motacillidae – Pieper und Stelzen

Merkmale: Der Brachpieper weist die für die Gattung typische schlanke, langgestreckte Gestalt auf, er ist überwiegend sandfarben braun gefärbt. Er weist in allen Kleidern einen dunklen Zügelstreif auf. Der Kopf weist einen hellen Überaugenstreif, meist einen dunken Wangenstreif und einen sehr schmalen Kinnstreifen auf. Die Altvögel sind oberseits einfarbig ungestreift, dazu kontrastieren die dunklen mittleren Flügeldecken sehr stark, die im frischen Kleid noch breite beige Spitzen aufweisen. Brust und Bauch der Altvögel sind (nahezu) ungestrichelt weiß. Jungvögel weisen eine feine Bruststrichelung auf, zudem ist auch die Oberseite meist kräftig dunkel gefleckt.

73.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Brachpieper sind zur Brutzeit territorial und monogam und verteidigen paarweise ein Brut- und Nahrungsrevier. Am Zug wird die Art zumeist einzeln, seltener auch in kleinen Trupps beobachtet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, CRAMP 1988). Ziehende Trupps können bis zu 20-35 Exemplare umfassen, selbst im Herbst werden aber selten mehr als sieben Exemplare beobachtet (KRÜGER 1989). Die durchschnittliche Truppgröße lag aber beispielsweise in Rheinland-Pfalz im Frühjahr bei 1,7, im Herbst bei 3,3, Individuen (NIEHUIS) 1982), in Baden-Württemberg im Frühjahr bei zwei und im Herbst bei vier (GATTER 1970). Auch am Zug bleiben die Truppgrößen gering, bei Suez (Ägypten) stellte BIJLSMA (1982) im Herbst Gruppen von 1-11 Vögel fest, der Mittelwert lag hier bei 3,2. Im Frühjahr werden sehr oft zwei Vögel zusammen (Paare ?) beobachtet, im Herbst bisweilen vermutliche Familientrupps aus Alt- und Jungvögel (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, CRAMP & SIMMONS 1988).

Fortpflanzung: Brachpieper scheinen in der Regel in monogamer Saisonehe zu leben, doch kommen auch polygyne Verpaarungen des öfteren vor. Sehr früh am Brutplatz ankommende Vögel sind normalerweise unverpaart, spätere Ankömmlinge sind aber fast immer schon verpaart (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, CRAMP & SIMMONS 1988). Die Ankunft am Brutplatz fällt in Mitteleuropa in die letzte April- und erste Maidekade, Nachzügler kommen noch bis Ende Mai an. Brachpieper sind Bodenbrüter, das Nest wird in eine Nische oder Bodenvertiefung in dichte Vegetation oder größere Grashorste gebaut. Die Eiablage beginnt in Mitteleuropa Mitte Mai und dauert bis Anfang August an (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Die Gelege bestehen in der Regel aus 3-5 Eiern, Vierergelege sind am häufigsten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, KRÜGER 1989). Die durchschnittliche Gelegegröße lag in der Oberlausitz (Deutschland) bei 3,93 (KRÜGER 1989), in den Niederlanden bei 4,5 (BIJLSMA 1978) und in Südschweden bei 4,23 (G. HÖGSTED in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Die Bebrütung erfolgt allein durch das Weibchen, die Aufzucht der Jungvögel durch beide Paar-Partner (CRAMP & SIMMONS 1988). Nach KRÜGER (1989) führen 20-40 %

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Paare eine zweite Brut durch, in den Niederlanden waren es z. B. 29 % aller Brutpaare (BIJLSMA 1978). Die Brutdauer liegt bei 12-13 Tagen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985), die Nestlingszeit bei 12-15 Tagen (BIJLSMA 1978). Die Jungvögel werden noch ca. vier Wochen von den Altvögeln geführt (G. HÖGSTED in CRAMP & SIMMONS 1988).

Nahrung und Nahrungssuche: Brachpieper ernähren sich fast ausschließlich von tierischer Kost. Zur Zusammensetzung der Nahrung liegen nur wenige Befunde vor, sie scheint aber sehr stark vom tages- und jahreszeitlichen Angebot abzuhängen und dürfte weniger von einer Vorliebe von bestimmten Tiergruppen beeinflusst sein. So wurden in der Oberlausitz (Deutschland) Dipteren, Spinnen, kleine Schmetterlinge, Raupen, Käfer, kleine Larven und in besonderem Maße Heuschrecken als Beute der Altvögel festgestellt. Das Nahrungsspektrum der Jungvögel umfasste Heuschrecken, Wanzen, Zweiflügler, Hautflügler, Schmetterlinge, Käfer, Spinnen und andere Gruppen (KRÜGER 1989). GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985) betonen die Bedeutung von Käfern für Altvögel, ergänzt durch Heuschrecken im Spätsommer und Ameisen im zeitigen Frühjahr. Für die Aufzucht der Jungvögel besitzen hingegen nach diesen Autoren Heuschrecken und Schmetterlingsraupen die größte Bedeutung.

Die Nahrungsaufnahme erfolgt zum größten Teil auf dem Boden. Der Brachpieper inspiziert dabei in Ruhelage seine nähere Umgebung und rennt dann zielgerichtet auf seine Beute zu. Möglich ist auch der Nahrungserwerb im gleichförmigen Lauf, wobei alle Nahrungstiere, die unterwegs gefunden werden aufgenommen werden. Nieder fliegende Insekten oder solche, die höher auf Pflanzen sitzen, werden durch Hochhüpfen und viel seltener durch Flugjagd erbeutet. Größere Insekten wie Heuschrecken werden vor dem Verzehr oder dem Verfüttern an die Jungvögel von den harten Teilen befreit. Die Nahrung für die Nestlinge wird teils in unmittelbarer Umgebung des Nestes, teils aber auch in Entfernungen von 80-150 Meter vom Nest weg gesucht (KRÜGER 1989, CRAMP & SIMMONS 1988).

73.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Brachpieper benötigt einen hohen Anteil vegetationsfreier oder lückig bewachsener Flächen für seinen Regenpfeier-ähnlichen Nahrungserwerb (siehe oben). Diese sollten sich mit Beständen höherer Vegetation zur Nestanlage und spärlichem Baumbewuchs als Ansitz- und Singwarten abwechseln. Vegetationsarme oder -freie Flächen sollten ein Drittel bis ein Viertel des Reviers ausmachen. Wo diese Habitatelemente auf trockenen oder wasserdurchlässigen und rasch erwärmbaren Böden zu liegen kommen, finden sich normalerweise die für den Brachpieper geeigneten Biotope. In Mitteleuropa und im Ostseeraum werden flache oder sanft geneigte Sand- und Kiesböden bevorzugt besiedelt, lehmiger Untergrund hingegen nur in sehr niederschlagsarmen Gebieten. Geeignete Biotope für den Brachpieper in Mitteleuropa sind daher vegetationsarme Sandflächen, lückige Heiden, lückige, höherwüchsige Brachen, Ruderalflächen, Kahlschläge, Lichtungen und Brandflächen in trockenen Kieferwäldern, Schießplätze, Panzerübungsflächen und dergleichen auf Truppenübungsplätzen, Schutt- und Mülldeponien, Schotter- und Sandgruben, magere Wiesen und Trockenrasen, sandiges oder schottriges Ackerland, in Braunkohlerevieren auch Abraum- und Schotterterrassen sowie Schlackenhalden. Zur Futtersuche können die eigentlichen Brutreviere verlassen werden und frisch gemährte Wiesen oder noch nicht bestellte Äcker aufgesucht werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

Auf dem Zug ist die Art in ähnlichen Lebensräumen zu finden, außerdem aber auch auf abgeernteten oder frisch angesäten Äckern, sandigen Wegen sowie kurzrasigen Weide- und Grasflächen. Im Winterquartier hält sich der Brachpieper vor allem an Trockensavannen, Halbwüsten und Küstendünen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

73.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die wenigen Untersuchungen zum Bruterfolg in verschiednen Teilen des europäischen Verbreitungsgebiets und in verschiedenen Lebensräumen ergaben teils recht unterschiedliche Befunde. In der Oberlausitz (Deutschland) schlüpften aus 88 Bruten mit insgesamt 346 Eiern 233 Jungvögel, von diesen wurden 156 flügge. Der Bruterfolg lag hier demnach bei 45,1 %, Nestverluste waren hauptsächlich auf Prädatoren zurückzuführen (KRÜGER 1989). Weit höhere Bruterfolge zeigten Untersuchungen in Dünengebieten der Niederlande: Erstgelege ergaben hier einen Bruterfolg von 77 %, Zweitgelege einen solchen von 60 % (BIJLSMA 1978), in einem anderen Untersuchungsgebiet lag der Bruterfolg offenbar ähnlich hoch, hier flogen aus 11 von 17 Nestern Jungvögel aus (BIJLSMA 1990). Im Süden Schwedens wurden unterschiedliche Bruterfolge in verschiedenen Biotopen ermittelt: In Heidegebieten ergaben 57 % der gelegten Eier flügge Jungvögel, in grasigen Dünen hingegen nur 24 %. Allerdings sterben hier nach dem Ausfliegen der Jungvögel in den ersten Lebenswochen nochmals ca. 40 % der Jungvögel; der über alle Lebensräume gemittelte Bruterfolg liegt bei nur 28,5 % (G. HÖGSTED in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Zur Mortalität liegen in der Literatur keine Daten vor.

Obwohl bisher erst in wenigen Brutgebieten Markierungen durchgeführt wurden, konnte in allen Fällen Brutortstreue der Altvögel, teils über mehrere Jahre hinweg, festgestellt werden. In Niedersachsen kehrten von 11 Männchen fünf ins vorjährige Brutgebiet zurück, von vier beringten Jungvögeln ein Männchen (F. NEUSCHULZ in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). In der Oberlausitz wurden beringte Altvögel über mehrere Jahre hinweg in denselben Revieren festgestellt, zum Teil kehrten auch Jungvögel ins Brutgebiet zurück (KRÜGER 1989). In Südschweden wurden von 25 beringten Vögeln sogar alle im nächsten Jahr wiederum im Brutgebiet nachgewiesen (G. HÖGSTED in CRAMP & SIMMONS 1988).

Wanderungen: Der Brachpieper ist ein Weitstreckenzieher, der in breiter Front in südwestliche Richtungen zieht und in Afrika südlich der Sahara, auf der Arabischen Halbinsel und in Südasien östlich bis zum Indischen Subkontinent überwintert. Brutvögel der Westpaläarktis haben ihr Winterquartier vornehmlich in der Sahelzone West- und Zentralafrikas ostwärts bis Äthiopien und Somalia (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Der Wegzug aus den Brutgebieten beginnt Ende Juli und zieht sich bis Ende September hin. In Nordafrika sind durchziehende Brachpieper im September und Oktober zu sehen, die Ankunft im Winterquartier beginnt Mitte/Ende Oktober (KRÜGER 1989). Die ersten Vögel verlassen wahrscheinlich bereits Ende Februar die Winterquartiere, ziehende Brachpieper in größerer Zahl werden in Nordafrika von Mitte März bis Ende April festgestellt (CRAMP & SIMMONS 1988). Ende März bis Mitte April werden die ersten ziehenden Exemplare im Mittelmeerraum beobachtet, im südlichen Mitteleuropa tauchen die ersten Vögel in der Regel ab Anfang April auf. Ab Mitte/Ende April werden die Brutplätze in Zentraleuropa und im nördlichen Mitteleuropa besetzt, die Ankunft in den noch nördlicheren Brutgebieten beginnt Anfang Mai (KRÜGER 1989).

73.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Brachpieper besiedelt ein weitläufiges Areal in der westlichen und zentralen Paläarktis von Nordafrika und der Iberischen Halbinsel ostwärts durch die Steppen-, Halbwüsten- und Wüstenzone West- und Zentralasiens bis in die Mongolei und das Tienschan-Gebirge.

Europa: In Europa (inklusive der Türkei) brütet der Brachpieper im gesamten südlichen Europa von der Iberischen Halbinsel und der Südhälfte Frankreichs bis auf die Balkanhalbinsel, in die Ukraine, nach Weißrussland und ins südliche Russland. Nach Norden hin reicht sein Areal bis in die Niederlande, Norddeutschland, Dänemark, Südschwaden, Polen und ins Baltikum. In den 1990er Jahren brütete die Art in 27 Staaten. Der Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre auf 550.000-1.400.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen Spanien mit

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

400.000-640.000 Paaren und die Türkei mit 50.000-500.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 437.000-722.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände des Brachpiepers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

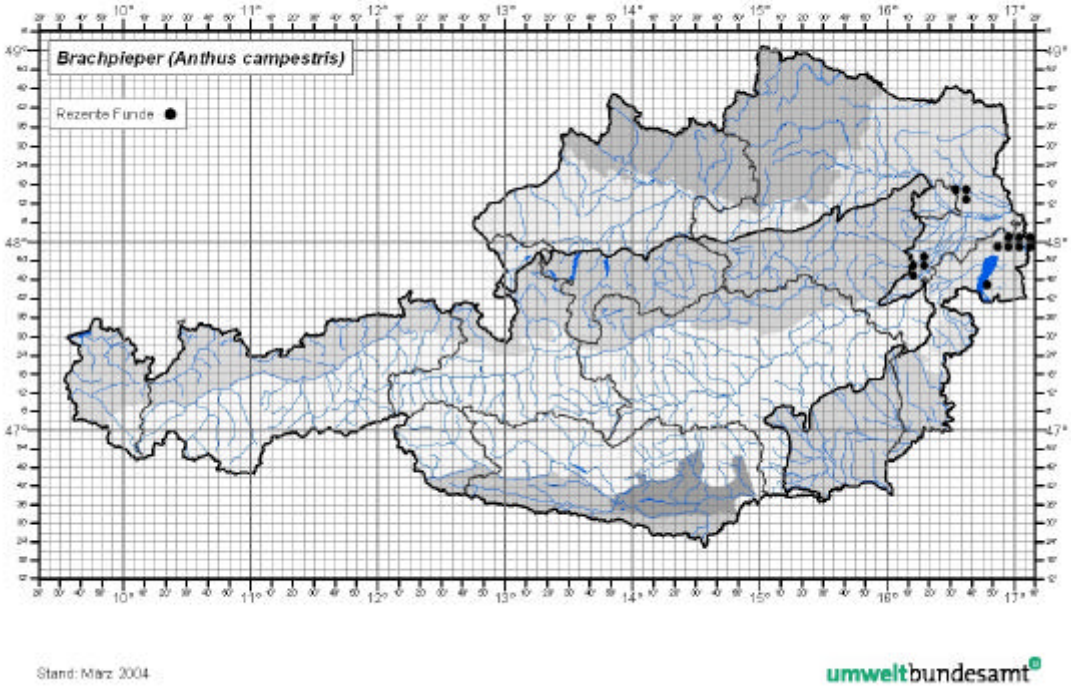
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	40-60	1998-2002
Dänemark	20-30	1993-1996
Deutschland	1.600-2.700	1990
Frankreich	20.000-30.000	1996
Italien	15.000-40.000	1988-1997
Niederlande	60-80	1979
Portugal	1.000-10.000	1989
Spanien	400.000-640.000	-
Schweden	80-120	1990

Österreich/Verbreitung: Derzeit sind zwei größere Brutgebiete in Niederösterreich und im Burgenland bekannt, daneben ein sehr kleines Vorkommen im Marchfeld.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland*: Ein offensichtlich erst seit Mitte der 1990er Jahre bestehendes Brutvorkommen (im Anschluss an ein grenznahes Brutgebiet in Ungarn) im Bereich des Heidebodens und der Parndorfer Platte (westlich bis Parndorf und Neudorf) wird derzeit auf 15-30 Brutpaare geschätzt, es fehlt bislang jedoch eine gezielte Bestandsaufnahme, so dass ohne weiteres auch ein viel höherer Bestand möglich wäre (DVORAK et al. 2001). *Niederösterreich*: Im Steinfeld konnte sich eine kleine Population halten, deren Bestand derzeit bei 25-30 Revieren liegt. Die Art besiedelt hier überwiegend Trockenrasen im Bereich des militärischen Sperrgebiets, nur vereinzelt auch Schottergruben (BERG & BIERINGER 2001, G. BIERINGER unveröff.). Im Marchfeld wurde Mitte der 1990er Jahre ein kleines (Rest)vorkommen von 2-3 Revieren in einem Schotterabbaugebiet bei Markgrafneusiedl entdeckt (RAAB & BERG 2000, 2001).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland:* In den 1950er Jahren brüteten 30-50 Paare im weiteren Umkreis des Neusiedler Sees (Südabfall der Parndorfer Platte, Ostufer des Sees, Truppenübungsplatz Kaisersteinbruch), diese Brutplätze waren in den 1970er Jahren noch von einzelnen Paaren besetzt, konnten aber ab ca. 1981 (mit Ausnahme einiger Einzelnachweise) nicht mehr bestätigt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). *Niederösterreich*: In den 1970er Jahren war im Marchfeld noch ein weiteres Kleinvorkommen bei Untersiebenbrunn-Schönfeld bekannt, daneben brütete die Art zumindest in den Jahren 1969-1975 in einem Trockenrasengebiet bei Eggenburg sowie Anfang der 1980er Jahre in einem Schotterabbaugebiet bei Fischamend (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



73.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4/vulnerable, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Der Brachpieper ist aufgrund seiner differenzierten Habitatwahl und seiner hohen klimatischen Ansprüche sehr anfällig für kurz- und langfristige Bestandsveränderungen. Zwischen 1940 und 1960 erreichte der Bestand in diesen Jahren einer günstigen klimatischen Entwicklung in vielen Teilen Mitteleuropas ein Hoch, ab ca. 1970 kam es hingegen beinahe überall zu Arealverlusten und Bestandseinbußen. Dafür ist allerdings vermutlich nicht nur eine wiederum ungünstige klimatische Entwicklung verantwortlich zu machen, sondern zunehmend auch eine Verschlechterung des Angebots an besiedelbaren Lebensräumen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985). Über die Bestandsentwicklung in Österreich ist zu wenig bekannt, um konkrete Aussagen zu tätigen, doch sprechen die bekannten Daten zumindest nicht gegen eine Entwicklung, die derjenigen im übrigen Mitteleuropa entspricht. Die rezente Wiederbesiedlung im nördlichen Burgenland geht von einer größeren Population in einem großflächigen Stilllegungsprojekt im grenznahen Ungarn aus und wurde mit Sicherheit auch durch Extensivierungsmaßnahmen begünstigt, die auf österreichischer Seite im Rahmen eines Schutzprojektes für die Großtrappe durchgeführt wurden.

Gefährdungsursachen: Die offensichtlichen Rückgänge der vergangenen Jahrzehnte sind wohl überwiegend auf Habitatveränderungen zurückzuführen; ein gewisser Einfluss der klimatischen Bedingungen ist jedoch nicht auszuschließen. Für eine Art, die in Mitteleuropa von vorne herein auf magere Trockenstandorte beschränkt war, stellt die allgegenwärtige „Eutrophierung“ der Landschaft zusammen mit der landwirtschaftlichen Intensivierung eine schwerwie-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gende langfristige Bedrohung dar, der nut mit großflächigen Maßnahmen beizukommen sein wird.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die Brutgebiete im Bereich der Trockenrasenflächen des Steinfeldes scheinen durch die Existenz des Truppenübungsplatzes zwar mittelfristig gesichert, sollten aber dennoch in ein umfassendes „Steppen-Schutzkonzept", wie es nunmehr durch die Erklärung zum Natura 2000-Gebiet erforderlich wäre, einbezogen werden. Bei Vorkommen in Schotterabbaugebieten wäre bei Abbauplänen und Rekultivierungen auf die Ansprüche dieser Art (und auch der zahlreichen anderen Tier- und Pflanzenarten, die in diesen Sekundärbiotopen vorkommen), Bedacht zu nehmen. Für die Vorkommen in den Brachflächen des Heidebodens und der Parndorfer Platte wären die Erfordernisse des Schutzes des Brachpiepers im demnächst zu erstellenden Management-Plan für das Natur 2000-Gebiet zu berücksichtigen.

73.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Brachpiepers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

73.1.9 Kartierung

Bedingt durch die Lebensweise in offenen, übersichtlichen Landschaften sind die Brutbestände der Art prinzipiell durch gängige Kartierungsmethoden (Revierkartierungen) zu erfassen. Durch das offenbar regelmäßige Auftreten von Zweitbruten und die dadurch jahreszeitlich sehr lange territoriale Aktivität der Männchen erstreckt sich die theoretisch möglich Kartierungszeit über die Monate Mai-Juli (teilweise wohl auch August).

73.1.10 Wissenslücken

Biologie und Ökologie des Brachpiepers sind überall im Verbreitungsgebiet nur unzureichend bekannt (KRÜGER 1989). Während für die beiden Brutvorkommen in Niederösterreich immerhin so viele Daten vorliegen, dass eine einigermaßen verlässliche Bestandsangabe möglich ist, ist der Status des Vorkommens im nördlichen Burgenland mit Ausnahme einer zunehmenden Zahl von Einzelmeldungen aus verschiedenen Jahren völlig unzureichend bekannt. Eine flächendeckende Basiserhebung, die auch Angeben über die bevorzugten Lebensräume liefern müsste, wäre hier dringend erforderlich, auch als Grundlage für ein längerfristiges Monitoring- und Schutzprogramm.

73.1.11 Literatur

BERG, H.-M & BIERINGER, G. (2001): Vorkommen und Bestandsgröße von Steppenvogelarten im niederösterreichischen Steinfeld. Stapfia 77: 211-231.

BIJLSMA, R. (1978): Het voorkomen van de Duinpieper *Anthus campestris* op de Zuidwest-Veluwe, Nederland. Deel I: Broedtijd. Limosa 51: 107-121.

BIJLSMA, R. (1982): The visible migration of pipits (*Anthus*) and wagtails (*Motacilla*) near Suez (Egypt), Autumn 1981. Vogelwarte 31: 423-427.

BIJLSMA, R. (1990): Habitat, territoriumsgrootte en broedsucces van Duinpiepers *Anthus campestris*. Limosa 63: 80-81.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L: (1988) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 5 Tyrant Flycatchers to Thrushes. Oxford University Press, Oxford. 1.084 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

DVORAK, M.; KOLLAR, H.P.; WURM, H. & DICK, G. (2001): Fachliche Grundlagen für die Ausweisung eines Besonderen Schutzgebietes nach der EU-Vogelschutzrichtlinie im Nordburgenland (Parndorfer Platte, Leithaniederung, Heideboden). Im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung. Wien. 47 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GATTER, W. (1970): Der Brachpieper (*Anthus campestris*) in Baden-Württemberg. Vogelwelt 91: 1-11.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1985) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 10/2. Motacillidae - Prunellidae Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 671 pp.

KRÜGER, S. (1989): Der Brachpieper *Anthus campestris*. Die Neue Brehm-Bücherei 598. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 128 pp.

NIEHUIS, M. (1982) Zum Vorkommen des Brachpiepers in Rheinland-Pfalz. Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz 2: 484-525.

RAAB, R. & BERG, H.-M. (2000): Artenschutzprogramme Triel und Brachpieper im Zentralen Marchfeld. Evaluierung möglicher Schutzmaßnahmen und Statuserhebung im Jahr 1998. Jahresbericht 1998. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung. Deutsch Wagram. 16 pp.

RAAB, R. & BERG, H.-M. (2001): Artenschutzprogramme Triel und Brachpieper im Zentralen Marchfeld. Evaluierung möglicher Schutzmaßnahmen und Statuserhebung im Jahr 1999. Jahresbericht 1999. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung. Deutsch Wagram. 18 pp.

73.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die zwei größeren Vorkommen des Brachpiepers sind großteils durch zwei SPAs (Steinfeld und Parndorfer Platte – Heideboden) abgedeckt. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind hier identisch. Da die Lebensraumsituation in den drei bestehenden Vorkommen wahrscheinlich grundsätzlich verschieden ist und die Habitatwahl in einem Gebiet (Heideboden/Parndorfer Platte) erst unzureichend bekannt ist wird im Moment nur die Verwendung des Populationsindikatores „Bestandsentwicklung“ empfohlen.

73.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

73.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 50 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %) oder nimmt um 20-50 % zu	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

73.3 Bewertungsanleitung

73.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

73.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

74 A272 *LUSCINIA SVECICA*

74.1 Schutzobjektsteckbrief

74.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Blaukehlchen

Englisch: Bluethroat, Französisch: Gorgebleue à miroir, Italienisch: Pettazzurro, Spanisch: Pechiazul común

74.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Turdidae – Drosselvögel

Merkmale: Das Blaukehlchen ist ein hochbeiniger Drosselvogel von etwa der Größe eines Rotkehlchens. In allen Kleidern sind die besten Bestimmungsmerkmale der deutlich ausgeprägte, weißliche Überaugenstreif und der zweifarbige Schwanz, bei dem die Basen der Steuerfedern rot gefärbt sind (außer den beiden mittleren Federn), die äußere Hälfte der Federn jedoch schwarzbraun. Ein weiteres wichtiges Merkmal zeigen die Männchen zur Brutzeit: Kinn, Kehle und Vorderbrust sind Blau gefärbt und nach unten von einem schwärzlichen und einem rötlichen Querstreifen eingerahmt. Weibchen und Jungvögel zeigen an der selben Stelle ein cremig weißes Feld, das seitlich und nach unten durch eine schwärzliche Fleckung begrenzt ist. Jungvögel sind an der rahmfarbigen Fleckung der Spitzen der Großen Arm- und Handdecken zu erkennen. Auch an anderen Körperpartien tritt eine helle Fleckung auf, die an junge Rotkehlchen erinnert. Die Männchen können während der Brutzeit in zwei gut unterscheidbare Unterarten aufgetrennt werden: In der Mitte des blauen Kehlflecks zeigt das Rotsternigen Blaukehlchen *L. s. svecica* einen nierenförmigen roten Fleck, während dieser Bereich beim Weißsternigen Blaukehlchen *L. s. cyanecula* queroval oder rundlich ausgebildet ist und leuchtend weiß gefärbt ist. Die Ausdehnung des Flecks ist bei der rotsternigen Unterart gewöhnlich größer; bei einzelnen Vögeln des Weißsternigen Blaukehlchens kann der Fleck sehr klein ausgebildet sein oder gänzlich fehlen. Da die Art gerne in Deckung lebt, ist auch die Stimme ein wichtiges Merkmal zum Nachweis der Art.

74.1.3 Biologie

Generell ist die Biologie des Rotsternigen Blaukehlchens weniger gut bekannt als die der weißsternigen Schwestergruppe. Die vorliegenden Untersuchungen befassen sich meist mit den skandinavischen Brutvögeln, während die alpine Population kaum untersucht ist. Es ist fraglich, ob die Daten der skandinavischen Vögel direkt auf die alpine Population umgelegt werden können.

Sozialverhalten: Das Blaukehlchen ist tag- und dämmerungsaktiv. Auch am Zug und im Winterquartier werden auf Rastplätzen Nahrungsterritorien verteidigt, was durch ein enges Habitatschema und die daher notwendige Monopolisierung der Ressourcen erklärt wird. Der Reviergesang wird von Singwarten oder seltener auch aus dem Singflug vorgetragen. Sexual- und antagonistisches Verhalten sind sehr ähnlich. Beim Imponierverhalten wird die auffällig gefärbte Brust präsentiert. Die optische Präsentation wird durch intensiven Gesang begleitet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988).

Fortpflanzung: Das Rotsternige Blaukehlchen ist mit einem Jahr geschlechtsreif, ein Teil der vorjährigen Männchen besetzt jedoch kein Revier. Die Vögel sind in der Regel monogam, es wurde aber auch schon Bigynie beobachtet. Es werden unbeteiligte Altvögel als Helfer bei der Aufzucht der Jungvögel toleriert. Die Reviergründung erfolgt einige Tage nach der Ankunft im

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Brutgebiet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Revierbesetzung am Hundsfeldmoor/Salzburg erfolgt ab Ende Mai und ist Mitte Juni abgeschlossen (GRESSEL 1991). Im Tessin/Schweiz kommen die ersten Blaukehlchen schon im ersten Maidrittel an, die meisten allerdings erst im zweiten oder letzten Drittel des Monats. Für die isolierten alpinen Brutvorkommen wird eine große Brutplatztreue angenommen (CEREDA & POSSE 2002).

Der Neststandort – das Blaukehlchen ist ein Bodenbrüter – skandinavischer Vögel liegt meist in kleinen Lichtungen im Birkenwald und ist immer nahe offenen Stellen (1-10 m; Sumpf, Wiese, Weg, Gewässer), bzw. sehr häufig nahe an Bächen (5-10 m). An Moorstandorten finden sich die Nester auf Bülten unter Zwergbirken (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Gelegegröße beträgt 4-8, meist aber 5-7 Eier. Die Vögel führen nur eine Brut pro Jahr durch, wobei bei Gelegeverlusten ev. Ersatzgelege produziert werden können. Die Brutdauer beträgt 12–13 Tage. Die Nestlingsdauer beträgt 13-14 Tage, doch sind die Jungen beim Verlassen des Nestes noch nicht voll flugfähig (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Brutvögel des Hundsfelder Moors verlassen das Gebiet Ende August (GRESSEL 1991). Aufgrund der späten Ankunft im Brutgebiet können Rotsternige Blaukehlchen nur eine Jahresbrut aufziehen (FRANZ 1998).

Das Weißsternige Blaukehlchen ist mit einem Jahr geschlechtsreif. Ein Teil der einjährigen Männchen beteiligt sich jedoch nicht am Fortpflanzungsgeschehen. Die Vögel sind monogam, allerdings beschreibt FRANZ (1991) das Paarungssystem der Art als „wesentlich komplizierter" (z.B. sukzessive und simultane Polygynie, fremde Weibchen oder Männchen als Helfer, Fütterung fremder Jungvögel). Die Reviergründung erfolgt sofort nach der Ankunft, bei schlechter Witterung um bis zu eine Woche verzögert. Im Hanság/Burgenland kamen die ersten Blaukehlchen am 29. März bzw. am 1. April im Brutgebiet an (REITER 1994), im Seewinkel/Burgenland am 27. März (GRÜLL 1991 in REITER 1994). Der Durchzug kann schon deutlich früher, nämlich ab Anfang/Mitte März einsetzen (FRANZ 1998). Im Seewinkel/Burgenland kehrten 40 % der beringten Revierinhaber im Folgejahr wieder ins Untersuchungsgebiet zurück; aufgrund der Überlebensrate kann eine Brutplatztreue von nahezu 100 % angenommen werden. Die Daten zur Geburtsortstreue sind weniger eindeutig. Es wird angenommen, dass sich >30 % der jungen Männchen in einem Radius von etwa 20 km um den Geburtsort ansiedeln (GRÜLL 2001). Die Parameter der Nistplatzwahl sind nicht bekannt. Der Neststandort ist meist eine gut in der Vegetation verborgene Bodenmulde. Der Nestbau erfolgt durch das Weibchen und dauert 1,5 bis vier Tage (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Das Gelege umfasst 4-7, meist aber fünf oder sechs Eier. Die Nestlingsdauer beträgt etwa 14 Tage. Es erfolgen eine oder zwei Bruten im Jahr, wobei der sichere Zweitbrutnachweis bisher nur zweimal gelang (THEISS & FRANZ in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Aufgrund des Ende Mai bis Mitte Juni wieder auflebenden Gesangs und der Beobachtung von frisch ausgeflogenen Jungvögeln im Mitte Juli dürften Zweitbruten aber regelmäßig vorkommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988).

Nahrung und Nahrungssuche: Das Blaukehlchen ernährt sich von Insekten in einem Größenbereich von Stechmücken bis zu großen Schnaken. Daneben werden auch Spinnen, Würmer und kleine Schnecken gefressen. Die meisten Beutetiere sind Bodenformen und Bewohner der Krautschicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). GRESSEL (1991) beobachtete am Hundsfelder Moor/Salzburg wiederholt die Aufnahme von Larven oder Würmern vom Boden, ebenso wie die Ansitzjagd nach Fluginsekten. Zur Nahrungsaufnahme sind vegetationslose bzw. vegetationsarme Bereiche am Boden von besonderer Bedeutung (FRANZ 1998). Im Spätsommer und Herbst werden auch Beeren *(Sambucus nigra, S. racemosa, Frangula alnus),* die kleinen Steinfrüchte der Traubenkirsche *Prunus padus* und die Scheinbeeren der Erdbeere *Fragaria vesca*) aufgenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

74.1.4 Autökologie

Lebensraum: Das Rotsternige Blaukehlchen besiedelt in Mitteleuropa relativ dicht (>50 %) mit Legföhren *Pinus mugo* bewachsene subalpine Moore sowie oft nordexponierte, an Quellfluren anschließende Flächen mit eingesprengten Felsblöcken und dichtem Bewuchs von *Rhododendron ferrugineum*, *Juniperus sibirica*, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Alnus viridis* und *Salix* sp. Die besiedelten Niedermoore im Riesengebirge/Tschechien werden an den offenen Stellen von Schnabelriedschlenken *Rhynchosporion albae*, Moosbeer-Krähenbeerheide *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi* und verwandten Gesellschaften bewachsen (J. FLOUSEK in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Im Tessin/Schweiz befindet sich das einzige bekannte alpine Vorkommen, das nicht in Verbindung mit der Alpenrose (*Rhododendron ferrogineum*) steht, sondern an vegetationsreiche Viehlagerstätten gebunden ist (CEREDA & POSSE 2002). Gemeinsames Merkmal der alpinen Vorkommen ist das Vorhandensein von offenen, weitgehend vegetationslosen Flächen (FRANZ 1991).

Auch das Weißsternige Blaukehlchen besiedelt Nassstandorte, wobei meist nicht nur ein hoher Grundwasserspiegel, sondern auch ein direkter Zugang zu stehendem oder fließendem Wasser vorhanden ist. In Revieren besteht ein Vegetationsmosaik mit sowohl freien oder schütter bewachsenen Flächen, als auch mit dichter Vegetation. Gebüsch muss nicht unbedingt Bestandteil der Revierausstattung sein, verfilzte Altschilfhorste und Hochstaudenfluren genügen den Ansprüchen der Art (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Höhere Singwarten erhöhen die Attraktivität eines Gebiets. Im Naturschutzgebiet Kühkopf/Knoblochsaue (Deutschland) brüteten die Vögel ausschließlich in heterogen strukturierten Schilfhabitaten, die eine Vielzahl an offenen Stellen aufweisen oder Verschränkungen mit Hochstaudenfluren ausbilden (KREUZIGER 2001). Ein ähnliches Bild zeigen Untersuchungen aus dem Isartal/Deutschland, wo 92 % aller Reviere Schilf beinhalteten (SCHLEMMER 1988). In gebüschfreien Revieren im Seewinkel/Burgenland dürfte die vorhandene Fläche an schütteren Krautbeständen den Ausschlag für die Besiedlung geben (A. GRÜLL in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Vorkommen des Weißsternigen Blaukehlchens liegen im Tiefland und erreichen etwa 400 m Seehöhe, im Alpennordrand reichen sie bis zu ca. 700 m Seehöhe (FRANZ 1991). Die Habitatansprüche banden das Weißsternige Blaukehlchen ursprünglich an die (kurzlebigen) Verlandungszonen von Niedermooren und Fließgewässern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Standorte mit natürlicher Dynamik sind heute selten. Große Teile der Population findet man heute an Sekundärhabitaten, die den folgenden drei Gruppen zugeordnet werden können (FRANZ 1991):

(1) Abbaustellen von Sand, Kies und Ton, Spül- und Rieselfelder

(2) Künstlich angelegte Teiche mit Verlandungszonen

(3) von verschilften Gräben durchzogene Agrarlandschaft mit Raps-, Kartoffel-, Mais- oder Rübenfeldern

Ende der 1980er Jahre lagen 96 % der festgestellten Reviere im österreichischen Hanság/Burgenland an Entwässerungsgräben in der Agrarlandschaft (REITER 1994). Gerne angenommen werden Rapsfelder, da sie aufgrund ihrer Struktur (dicht und verfilzt, aber freie Bodenfläche) den bevorzugten Habitaten des Blaukehlchens entsprechen (BLASCYK 1963, BRUNS & BERNDT 2002). Mittlerweile sind auch Bruten aus Rapsfeldern bekannt (KRUCKENBERG 1999, THEISS 1991).

74.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: An einem alpinen Brutplatz des Rotsternigen Blaukehlchens wurden über einige Jahre 4,44 Junge pro erfolgreicher Brut flügge (CEREDA & POSSE 2002). Sonst liegen nur Daten aus skandinavischen Untersuchungen vor. So kamen von 120 Eiern in 20

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Nestern 77,5 % zum Schlüpfen und 74,2 % zum Ausfliegen. (JÄRVINEN & PRYL in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Zur Sterblichkeit Rotsterniger Blaukehlchen ist nichts bekannt. Der älteste schwedische Ringvogel hatte ein Alter von acht Jahren und neun Monaten, der älteste finnische Ringvogel war sechs Jahre alt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Skandinavische Territorien erreichen eine Größe von 1,0-1,5 ha (JÄRVINEN & PIETIÄINEN 1983 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Siedlungsdichte im Großelendtal/Kärnten betrug 0,3 Reviere/10ha (FLORE 2001).

Zum Bruterfolg des Weißsternigen Blaukehlchens liegen einige Daten aus dem Seewinkel/Burgenland vor. In den Jahren 1971-2000 dürfte der Bruterfolg abgenommen haben. 1971-85 wurden in 15,5 % der Reviere fütternde Altvögel beobachtet, 1986-2000 nur mehr in drei Prozent der Reviere (GRÜLL 2001). Im besten Fall flogen dort aus jeder dritten Brut ein oder mehrere Jungvögel aus, in einem schlechten Jahr gar keine. Die Reproduktionsrate betrug 0,8 flügge Jungvögel/Revier. Die Untersuchungen von GRÜLL (2001) ergaben als Prädatoren Fuchs *Vulpes vulpes* sowie Mauswiesel und Hermelin. Das höchste Alter eines beringten Männchens betrug bei GRÜLL (2001) mindestens neun Jahre. Aus seinen Daten errechnete er für Vögel nach dem ersten Winter eine durchschnittliche Lebenserwartung von 1,9 Jahren. Die Überlebensrate im 2. und 3. Jahr beträgt dann 45 % (GRÜLL 2001). FRANZ & THEISS (1986, in FRANZ 1998) ermittelten an einer farbberingten Population von *L. s. cyanecula* im oberen Maintal/Bayern eine Rückkehrquote der Brutvögel von durchschnittlich 66 % über fünf Untersuchungsjahre. Am Neusiedler See lag die Rückkehrrate durchschnittlich bei 40 % (GRÜLL 2001).

Das Territorium des Weißsternigen Blaukehlchens umfasst im Mittel 0,5 ha (0,23-0,95 ha; A. GRÜLL in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Siedlungsdichte im Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsaue/Deutschland betrug kleinflächig bis zu 15 Reviere/10 ha, unter Einbeziehung aller besiedelbaren Verlandungsbereiche 2,8 Reviere/10ha (KREUZIGER 2001). In einem Untersuchungsgebiet in Thüringen schwankte die Siedlungsdichte zwischen 0,2 und 16,7 Brutpaaren/10 ha (PÜWERT 2002). In Schilfflächen fand SCHLEMMER (1988) eine Siedlungsdichte zwischen 1,4 und 2,4 Revieren/ha, auf Verlandungsflächen mit Weidengebüsch 2,5 Reviere/ha. Zahlreiche weitere Angaben liegen im Bereich der hier präsentierten Daten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988).

Wanderungen: Das Rotsternige Blaukehlchen ist ein ausgesprochener Langstreckenzieher, der vor allem in der Region des indischen Subkontinents, aber auch in Südost-China, Syrien, Israel, auf der arabischen Halbinsel und in Afrika südlich der Sahara überwintert. In Kaschmir und südlich des Himalaya setzt der Zug Anfang September ein und erreicht seinen Gipfel Mitte September/Anfang Oktober (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Der Heimzug beginnt Mitte März und dauert bis Mitte/Ende Mai und erreicht Mitteleuropa ca. ein Monat später als die Weißsternige Unterart (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988).

Das Weißsternige Blaukehlchen ist ebenfalls ein Zugvogel, kann aber schon im Mittelmeerraum (nordwärts bis in die Camargue und Mittelitalien) überwintern. Das Hauptüberwinterungsgebiet liegt jedoch in den Trocken- und Feuchtsavannen südlich der Sahara von Senegal und Guinea bis Nigeria. Mitteleuropäische Brutvögel verlassen ihre Brutgebiete in Richtung Südwest (FRANZ & THEISS 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Gibraltar und Malta werden am Wegzug von September bis November passiert, am Heimzug von Mitte März bis Anfang Mai. Im Bodenseegebiet, im Schatten der Alpen, erreicht der Heimzug in der 1. Aprilhälfte seinen Höhepunkt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Rastplätze ähneln den Brutgebieten (FRANZ 1998).

Als Besonderheit unter den europäischen Sperlingsvögeln zeigt das Blaukehlchen teilweise einen Mauserzug: Teile der skandinavischen Population mausert 300-400 km vom Brutgebiet entfernt (ELLEGREEN & STAAV 1990 in FRANZ 1998). Hinweise auf dieses Phänomen gibt es auch am Neusiedler See/Burgenland: im Brutgebiet im Seewinkel wurden 1989 acht Vögel

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

gefangen, die nicht zum Brutbestand gehörten. Fast alle dieser Vögel waren vor oder befanden sich in Vollmauser. Herkunft sowie Mauserplätze dieser Vögel sind unbekannt (GRÜLL 2001).

74.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Blaukehlchen kommt – mit großen Lücken – in der ganzen Paläarktis vor. Ein kleines besiedeltes Gebiet liegt in der Nearktis in Alaska. Westlich kommt das Blaukehlchen bis nach Frankreich und Spanien vor, im Norden bis Norwegen und südlich erstreckt sich das Vorkommen in den Mittelmeerraum und nach Nordafrika. Die südlichsten Brutvorkommen liegen im westlichen Himalaya. Das Rotsternige Blaukehlchen bewohnt den gesamten Norden der Paläarktischen Region von Skandinavien bis Ostsibirien sowie Nordalaska („Tundrablaukehlchen"). Das Weißsternige Blaukehlchen kommt von Belgien und Ostfrankreich bis zu den Karpaten und nach Weißrussland und Russland vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988).

Europa: Alte Nachweise von Rotsternigen Blaukehlchen in Mitteleuropa werden heute in Zweifel gezogen und auf abweichend gefärbte Individuen der weißsternigen Unterart zurückgeführt. Seit 1974 wurden aber mehrere Vorkommen kleiner Populationen in der Subalpinstufe der Alpen, des Riesengebirges und der Hohen Tatra bekannt. Die Vögel brüten dort in strukturell den nordischen Brutplätzen ähnlichen Habitaten. Bislang wurden Vorkommen aus der Schweiz, Österreich, der ehemaligen Tschechoslowakei und Polen bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Bei weitem der überwiegende Teil der Rotsternigen Blaukehlchen lebt in den skandinavischen Populationen sowie in Russland. Vom Bestand der Art in Europa macht die rotsternige Unterart etwa 95 % aus (HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

Die Verbreitung des Weißsternigen Blaukehlchen ist punktuell und über weite Teile von Europa verstreut. Vorkommen bestehen in Belgien, Deutschland, Frankreich, Italien, den Niederlanden, Österreich, Serbien, Slowakei, Tschechien und Ungarn (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000, HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 260.000-420.000 Brutpaare. Diese Bestandsschätzung wurde nicht nach Unterarten getrennt.

Tabelle: Brutbestand des Blaukehlchens in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	250-350	1998-2002-
Belgien	1.850-2.150	-
Dänemark	1-3	1993-1996
Finnland	100.000-200.000	1990-1995
Frankreich	1.000-10.000	1997
Deutschland	1.800-2.200	1985-1994
Italien	0-3	1988-1997
Niederlande	5.500-7.500	1991
Spanien	9.000-12.800	-
Schweden	140.000-180.000	1990

Österreich/Verbreitung: Die österreichischen Brutplätze des Rotsternigen Blaukehlchen liegen ausschließlich in den Zentralalpen. Zwischen 1975 und 1990 gab es an 16 Stellen Brut-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

zeitnachweise und an 13 Plätzen Brutnachweise. Die Brutplätze lagen immer in der Nähe von Quellfluren oder Schmelzwasserrinnen bzw. in Mooren der subalpinen Zone (DVORAK et al. 1993).

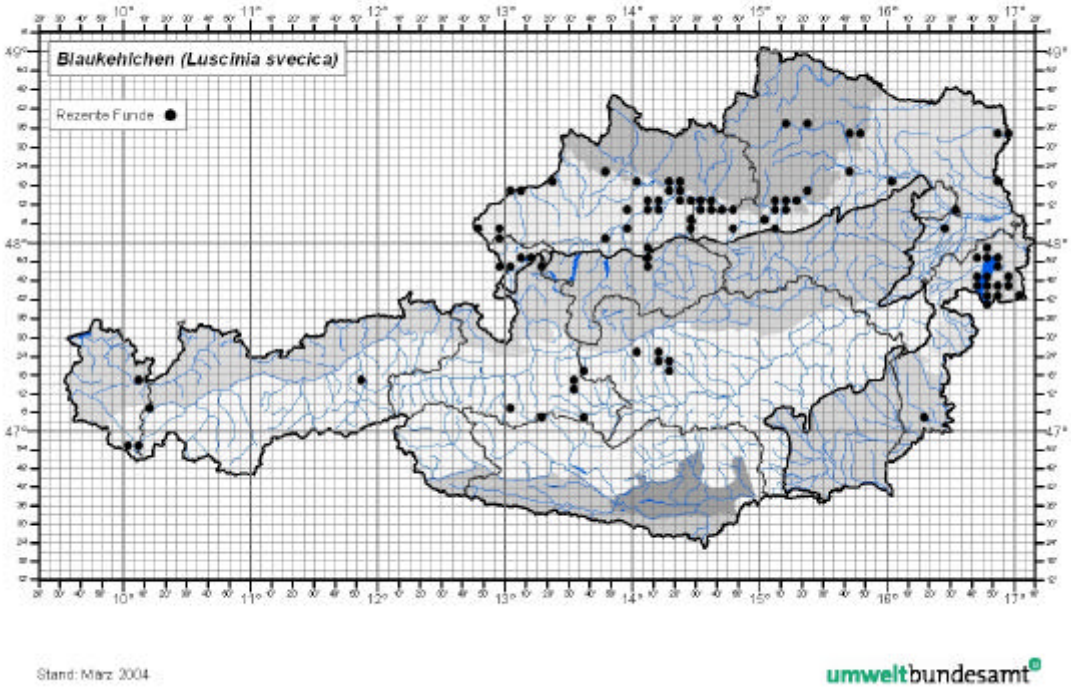
Das Weißsternige Blaukehlchen zeigte ursprünglich zwei Verbreitungsschwerpunkte: das Neusiedler See-Gebiet und das Donautal zwischen Eferding/Oberösterreich und Tulln/Niederösterreich (DVORAK et al. 1993). In den letzten 20 Jahren kam es darüber hinaus zu zahlreichen Neubesiedlungen (s.u.)

Österreich/Brutvorkommen/Rotsterniges Blaukehlchen: *Kärnten:* Seit den 1990er Jahren ist ein Vorkommen aus den Elendtälern im Gebiet des Nationalparks Hohe Tauern bekannt, das im Jahr 2000 12 Reviere umfasste (FLORE 2000, 2001) und derzeit auf 20 Paare geschätzt wird. *Salzburg*: Das bekannteste österreichische Vorkommen liegt im Hundsfeldmoor in den Niederen Tauern bei Obertauern. 1981 wurde hier ein Maximum von 21 Paaren erreicht, regelmäßig brüten hier 10-16 Paare (J. GRESSEL in DVORAK et al. 1993, GRESSEL 1991, 2001). Einzelne Nachweise aus den 1980er Jahren liegen aus dem Stubachtal, von der Aineckalm (Bundschuhgebiet/Lungau) und von der Schlossalm (Bad Hofgastein) vor (DVORAK et al. 1993). *Steiermark*: In den 1980er Jahren bestanden Vorkommen in den Wölzer Tauern (Wildalm) und den Rottenmanner Tauern. Aus den Schladminger Tauern (Guschen, Schönwetteralm) wurden aus diesem Zeitraum zwei Brutzeitbeobachtungen gemeldet (DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997). Das größte Vorkommen in den Rottenmanner Tauern umfasste bis zu sieben Brutpaare 1983-1987, bis 1997 nur noch 2-5 Brutpaare (SACKL & SAMWALD 1997). *Tirol*: Aus den 1980er Jahren wurden Nachweise aus dem Grenzgebiet zu Vorarlberg bekannt, und zwar aus der Verwallgruppe und vom Arlbergpass (DVORAK et al. 1993). Diese sind auch rezent (1997) bestätigt worden (LANDMANN & LENTNER 2001). *Vorarlberg*: Mehrere Vorkommen mit jeweils einem oder wenigen Revieren bzw. Paaren waren in den 1980er Jahren bekannt: Hochtannbergpass, Stubiger Alpe/Arlberg, Bieler Höhe/ Silvretta, Silbertaler Winterjöchl/Verwall und Großvermuntalpe (DVORAK et al. 1993, KILZER et al. 2002, KILZER & BLUM 1991). Derzeit sind nur die Brutplätze auf der Bieler Höhe und sporadisch diejenigen am Hochtannberg besetzt und der Gesamtbestand wird auf 1-3 Paare geschätzt (KILZER et al. 2002).

Österreich/Brutvorkommen/Weißsterniges Blaukehlchen: *Burgenland*: Eines der wichtigsten österreichischen vorkommen liegt im Gebiet des Neusiedler Sees. Ursprünglich besiedelte das Blaukehlchen dort in großer Zahl Grauerlenformationen des landseitigen Seerandes. Heute ist die Art v.a. an von Menschen geschaffene Strukturen gebunden, wie z.B. die Seedämme, Entwässerungesgräben, Aufschüttungen, Deponien, u.a. (DVORAK et al. 1993, REITER 1994). Der Großteil des Bestandes verlagerte sich in den 1980er Jahren an die Lacken mit ihren Schilfrändern und angrenzenden Weingärten (GRÜLL 1988 in DVORAK et al. 1993, GRÜLL 2001). Der Bestand hat in letzter Zeit stark abgenommen, er betrug in den 1980er Jahren im gesamten Neusiedler See-Gebiet 150 Brutpaare, Ende der 1990er Jahre nur mehr 60-70 Reviere (GRÜLL 2001). *Niederösterreich*: In Niederösterreich siedelt die Art hauptsächlich im westlichen Donautal (südliches Machland, Nibelungengau; BERG 1997). Das Vorkommen erstreckt sich ostwärts bis ins Tullner Feld (STRAKA 1989) sowie an einigen Nebenflüssen der Donau (Ybbs, Erlauf; BERG 1997). Weitere Vorkommen bestehen lokal im südlichen Waldviertel sowie in den Marchauen (BERG 1997), wobei an der March in den letzten Jahren Zunahmen verzeichnet wurden (1999-2002: 9-15 Brutpaare, ZUNA-KRATKY et al. 2000, T. ZUNA-KRATKY, mündl. Mitteilung). Der niederösterreichische Bestand beträgt derzeit 50-100 Brutpaare, wovon der größte Teil auf den Bestand des Donautals mit etwa 50 Revieren fällt (BERG 1997). *Oberösterreich*: Das wichtigste Vorkommen erstreckt sich entlang der Donau zwischen Eferdinger Becken und Machland, wo alle geeigneten Stellen besiedelt sein dürften. Weitere Schwerpunkte liegen am unteren Abschnitt der Traun, am unteren Inn und am Ennsstausee Staning, wobei letzteres Vorkommen rezent von 6-8 auf zwei Reviere geschrumpft ist. Einzelvorkommen sind aus der Ettnau/Innviertel, Timmelkam, Wupping, dem Ibmer Moor, bei Peuer-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

bach, am Irrsee und in den Kremsauen bekannt. Der oberösterreichische Bestand wird mit 80-100 Brutpaaren angegeben (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Das weitaus größte Vorkommen (36-38 Reviere im Jahr 2002, BRADER & RAGGER 2002) befindet sich im Weidmoos. Zwei Weitere Kleinvorkommen bestehen am Wallersee und bei Siggerwiesen (GRESSEL 1991). *Tirol*: Als Einzelfall wurde der einzige Tiroler Brutnachweis des Weißsternigen Blaukehlchens 1985 bei Stamm/Zillertal eingestuft (DVORAK et al. 1993).



74.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure/ungefährdet, Rote Liste Österreich: *Weißsterniges Blaukehlchen:* EN (endangered/stark gefährdet); *Rotsterniges Blaukehlchen:* CR (critically endangered/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Im Zeitraum 1970 bis 1999/2000 hat das Rotsternige Blaukehlchen in Österreich zwischen +20 % und <+50 % zugenommen, es bleibt jedoch ein sehr seltener Brutvogel. Der Bestand des Weißsternigen Blaukehlchen ist im gleichen Zeitraum stabil geblieben. Die Arealentwicklung für die weißsternige Unterart ist positiv, für die rotsternige Unterart gleichbleibend (FRÜHAUF 2005). Europaweit ist das Blaukehlchen als „nicht gefährdet" eingestuft (TUCKER & HEATH 1994). Allerdings berücksichtigt die europäische Betrachtung weder die beiden Unterarten, noch die sehr kleine alpine Population des Rotsternigen Blaukehlchens.

Gefährdungsursachen: Für das Rotsternige Blaukehlchen beurteilt FRÜHAUF (2004, i.Dr.) den menschlichen Einfluss als einzigen momentan negativ wirkenden Faktor. Die kleine, auf wenige Orte beschränkte Population und die hohe Standorttreue der Vögel ist aber an sich schon als Gefährdungsfaktor zu sehen, was auch entsprechend in die Einstufung der Unterart

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

auf der aktuellen Roten Liste eingegangen ist (FRÜHAUF 2004, i.Dr.). Hauptsächlich ist das Rotsternige Blaukehlchen durch Veränderungen im Lebensraum, wie z. B. Trockenlegung von Mooren oder menschliche Nutzungsinteressen wie Skifahren (GRESSEL 1991) gefährdet.

Beim Weißsternigen Blaukehlchen ist akuter Schutzbedarf gegeben (FRÜHAUF 2004, i.Dr.), da es aufgrund der Entwicklungen in seinem Lebensraum besonders ungünstige Zukunftsaussichten hat. Nach Verlust der Primärhabitate (aufgrund heute fehlender Dynamik, z. B: Neusiedler See-Gebiet: GRÜLL 2001, REITER 1994) ist das Weißsternige Blaukehlchen auf vom Menschen geschaffene Sonderstrukturen angewiesen. Diese benötigen außerdem ständige Eingriffe, da sonst die Sukzessionsstadien, die die Art besiedelt, verschwinden (GRÜLL 2001). Am Neusiedler See konnte GRÜLL (2001) zeigen, dass durch den Habitatverlust – gekoppelt mit einem sehr geringen Bruterfolg – die burgenländische Population auf Zuzug von außen angewiesen ist.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Aufgrund der wenigen Brutplätze des Rotsternigen Blaukehlchens empfiehlt FRÜHAUF (2004, i.Dr.) eine Unterschutzstellung aller Brutgebiete und allgemein den Schutz des Lebensraums (Feuchtstandorte im alpinen Bereich). Zur Abschätzung des Gesamtbestandes ist eine systematische Suche nach bislang noch unbekannten Brutplätzen empfehlenswert. Zur Überwachung der weiteren Bestandsentwicklung sollte ein Monitoring der bekannten Brutgebiete durchgeführt werden (FRÜHAUF 2004, i.Dr.).

Für das Weißsternige Blaukehlchen sollte ebenfalls eine Sicherung des Habitats vorgenommen werden. Das umfasst die Zulassung einer stärkeren Wasserstandsdynamik im Neusiedler See-Gebiet und in Flussauen (GRÜLL 2001) sowie die Aufrechterhaltung der benötigten Sukzessionsstadien z. B. an Nassbaggerungen in Oberösterreich (FRÜHAUF 2004, i.Dr.) oder das Management der ehemaligen Absatzbecken der Zuckerfabrik Hohenau/March. Eine detaillierte Analyse der Habitatveränderungen des Weißsternigen Blaukehlchens im Neusiedler See-Gebiet findet sich bei GRÜLL (2001). Da die Maßnahmen fortlaufend erfolgen müssen, ist die Erstellung eines langfristigen Pflege- und Erhaltungskonzeptes für die bekannten Blaukehlchen-Vorkommen notwendig (FRÜHAUF 2004, i.Dr.).

74.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für das Rotsternige Blaukehlchen stark verantwortlich, da es sich um ein Taxon handelt, dessen österreichische Population isoliert vom Hauptareal (>400 km) besteht und über 30 % der gesamten Population ausmacht. Für das Weißsternige Blaukehlchen ist Österreich weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich (FRÜHAUF 2004, i.Dr.).

74.1.9 Kartierung

Die Kartierung des Blaukehlchens erfolgt zur Zeit der Revierbesetzung. Das Rotststernige Blaukehlchen kommt aufgrund des langen Zugweges frühestens Mitte/Ende Mai bis Anfang Juni im Brutgebiet an. Bei der alpinen Population ist auch zu beachten, dass der Aktivitätszeitraum aufgrund der großen Höhe eingeschränkt sein kann (Gesangsbeginn erst um 10 Uhr, kein nächtliches Singen; GRESSEL 1991). Die beste Kartierungsperiode für das Weißsternige Blaukehlchen ist ab etwa Ende März bis Ende April/Anfang Mai. Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1988) kann der Gesang des Blaukehlchens zu jeder Tages- und Nachtzeit gehört werden. Prinzipiell ist die Gesangsperiode sehr lang, jedoch dürfte der Großteil der Vögel nach der Verpaarung nicht mehr singen, was Bestandserfassungen erschwert.

74.1.10 Wissenslücken

Über die Biologie der kleine Population der alpinen Rotsternigen Blaukehlchen ist wenig bekannt. Grundlegend neben einer kompletten Bestandserfassung wären daher Untersuchungen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

zu allen Aspekten der Biologie, speziell zur Populationsdynamik dieser lokalen Vorkommen. Überraschend wenig bekannt ist auch beim gut untersuchten Weißsternigen Blaukehlchen über Bruterfolg und weitere Daten zur Nestbiologie. Viele Studien gehen (vielleicht auch wegen der Nesträuberproblematik) nicht über Habitatwahl und Siedlungsdichte hinaus. Im Hinblick auf die relativ kleinen Vorkommen beider Unterarten und die angespannte Habitatsituation des Weißsternigen Blaukehlchens ist ein Bestandsmonitoring beider Unterarten in Österreich erforderlich.

74.1.11 Literatur

BERG, H.-M. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs: Vögel (Aves). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 184 pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BLASCYK, P. (1963): Das Weißsternige Blaukehlchen *Luscinia svecica cyanecula* als Kulturfolger in der gebüschlosen Ackermarsch. J. Orn. 104:168-181

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

Brader, M. & Ragger, Ch. (2002): Vogelparadies Waidmoos. Endbericht Ornithologische Erhebung. Im Auftrag des Amts der Salzburger Landesregierung. Revital ecoconsult, Lienz. 54 pp.

BRUNS, H.A. & BERNDT, R.K. (2002): Aktuelle Verbreitung, Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Weißsternigen Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyanecula*) in Schleswig-Holstein. Corax 19: 93-104

CEREDA, A. & POSSE, B. (2002): Habitats et reproduction de la Gorgebleue à miroir roux *Luscinia svecica svecica* au Tessin (Alpes suisses). Réflections sur le statut de la sous-espèce en Europe moyenne. Nos Oiseaux 49: 215-228

DVORAK, M.; RANNER, A: & BERG, H.-M. (1993) Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges, für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FLORE, B.-O. (2000): Rotsternige Blaukehlchen *Luscinia s. svecica* als Brutvogel in den Elendtälern (Kärnten/Österreich). Monticola 8: 238-239

FLORE, B.-O. (2001): Rotsternige Blaukehlchen (*Luscinia svecica svecica*) und andere Brutvögel im Großelendtal (Kärnten, Österreich). Carinthia II 111: 9-24

FRANZ, D. (1998): Das Blaukehlchen - Von der Rarität zum Allerweltsvogel? AULA-Verlag, Sammlung Vogelkunde, Wiesbaden, 144pp.

FRANZ, D. & THEISS, N. (1991): Neue Ringfunde bayerischer Blaukehlchen *Luscinia svecica cyanecula*. Orn. Anz. 30: 79-80

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1988): Handbuch der Vögel Mitteleurops. Band 11/I. Passeriformes (2. Teil): Turdidae. Schmätzer und Verwandte: Erithacinae. AULA-Verlag, Wiesbaden, 731pp.

GRESSEL, J. (1991): Das Blaukehlchen *Luscinia svecica* und seine Verbreitung im Land Salzburg. Salzburger Vogelkundliche Berichte 3: 10-15

GRESSEL, J. (2001): Früheste Meldungen aus dem Lungau über das Rotsternige Blaukehlchen *Luscinia svecica svecica*. Monticola 8: 265-268

GRÜLL, A. (2001): Populationsuntersuchungen am Weißsternigen Blaukehlchen (*Luscinia svecica cyanecula*) im Neusiedler See-Gebiet. Egretta 44: 1-44

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

HAGEMEIJER W.J.M. & BLAIR, M.J. (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London, 903pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau - Rote Listen 2. 256 pp.

KILZER, R. & BLUM, V. (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österreich. Gesellschaft für Vogelkunde, Landesgruppe Vorarlberg, Wolfurt. 278 pp.

KREUZIGER, J. (2001): "Heute hier - morgen dort": Bestandsentwicklung des Blaukehlchens (*Luscinia cyanecula cyanecula*) im NSG "Kühkopf-Knoblochsaue (Kreis Groß-Gerau). Vogel und Umwelt 12:33-45

KRUCKENBERG, H. (1999): Erfolg der "ostfriesischen Nachtigall": Blaukehlchen in Ostfriesland. Falke 46:36-40

LANDMANN, A. & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 14, 1-182pp.

PÜWERT, A. (2002): Bestandsentwicklung und Habitat des Weißsternigen Blaukehlchens *Luscinia svecica cyanecula* bei Sonneberg (Thür.). Anz. Ver. Thüring. Ornithol. 4: 329-336

REITER, A.S. (1994): Bestand und Habitatwahl des Weißsternigen Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyanecula*) im österreichischen Teil des Hanság in den Jahren 1988-1990 sowie Vorschläge zum Schutz der Art. Egretta 37: 45-59

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SCHLEMMER, R. (1988): Untersuchungen zur Habitatstruktur des Weißsternigen Blaukehlchens *Luscinia svecica cyanecula*, Wolf 1810, im unteren Isartal. Verh. Orn. Ges. Bayern 24:607-650

STRAKA, U. (1989): Brutnachweis des Weißsternigen Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyanecula* Meisner 1804) in den Donauauen des Tullner Feldes. Egretta 32: 26-27

THEISS, N. (1991): Weißsterniges Blaukehlchen *Luscinia svecica cyanecula* brütet erstmals in einem Rapsfeld. Orn. Anz. 30:80-82

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 3), 600pp.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

74.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die strukturellen Lebensraumansprüche des Blaukehlchens können in einer Vielzahl unterschiedlicher Biotoptypen, die kaum augenscheinliche Gemeinsamkeiten aufweisen, erfüllt sein. Die Auswahl von allgemein für das gesamte oder große Teile des Verbreitungsgebiets anwendbare Habitatindikatoren ist daher nicht möglich.

74.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

74.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit	Der Bestand bleibt seit der	Der Bestand nimmt seit

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

	der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

74.3 Bewertungsanleitung

74.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

74.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

75 A293 *ACROCEPHALUS MELANOPOGON*

75.1 Schutzobjektsteckbrief

75.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Mariskensänger

Englisch: Moustached Warbler, Französisch: Lusciniole à moustaches, Italienisch: Foraaglie castagnolo, Spanisch: Carricerín real

75.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Zweigsänger – Sylviidae

Merkmale: Ähnlich dem Schilfrohrsänger, von diesem durch die folgenden Merkmale zu unterscheiden: kürzere Handschwingenprojektion (höchstens ein Drittel der Schirmfedern), heller Überaugenstreif, der sich nach hinten verbreitert, Scheitel gleichmäßig dunkel, Unterkante der Ohrdecken mit angedeutetem Wangenstreifen. Im frischen Gefieder zu Beginn der Brutzeit ist der Mariskensänger rotbraun getönt, im Gegensatz zum mehr braungrau gefärbten Schilfrohrsänger.

75.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Mariskensänger besetzten zur Brutzeit kleine Reviere, in denen überwiegend auch die Nahrung gesucht wird. Außerhalb der Brutzeit ist die Art weitgehend solitär und bildet keine Trupps, kleinere Ansammlungen bei günstigen Nahrungsquellen kommen aber vor. Ob im Überwinterungsgebiet Reviere besetzt werden, ist nicht bekannt (CRAMP 1992).

Fortpflanzung: Mariskensänger verpaaren sich nach Ankunft im Brutgebiet am Brutplatz; bisher wurden nur monogame Saisonverpaarungen nachgewiesen. Der Brutbeginn kann am Neusiedler See bereits auf die erste Hälfte des April fallen, der Mittelwert von 57 Erstbruten am Neusiedler See lag am 16. April, der früheste nachgewiesene Brutbeginn war am 31. März. Zweitbruten beginnen ab Anfang Juni, die spätesten Eiablagen finden Ende Juli statt. Das Nest wird an sehr dichten Stellen über Wasser zwischen Halmen gebaut und ist meist von oben durch überhängende Pflanzen gut gedeckt. Zur Nestanlage wird eine Unterlage in Form von Schilfhorsten, einer dichten Knickschichte, ineinander verflochtenen Rohrkolben-Blättern, Großseggen-Unterwuchs oder ähnlichen Strukturen benötigt. Die Gelegegröße kann zwischen drei und sechs Eiern liegen, mit vier als der häufigsten. Die mittlere Zahl der Eier bei 102 Nestern vom Neusiedler See lag bei 3,93. Die Bebrütung dauert 13-15 Tage, die Nestlingszeit liegt ca. bei 12 Tagen. Beide Eltern beteiligen sich gleichermaßen an der Fütterung und der Führung der Jungvögel. Nach dem Ausfliegen werden die Jungvögel noch 14-20 Tage von den Altvögeln betreut (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1992).

Nahrung und Nahrungssuche: Mariskensänger ernähren sich überwiegend von kleinen, nur 2-5 mm großen Arthropoden. In der Nahrung erwachsener Vögel dominieren Käfer mit Anteilen von (Prozent Stück, Neusiedler See/Südfrankreich) 41,6 bzw. 42,6 %, gefolgt von Spinnen (14,1/10,7), Hautflüglern (14,5/12,5), Wanzen (20,8/5,7) und Zweiflüglern (4,2/6,8). Larven (vor allem von Schmetterlingen) machten in Südfrankreich 17,5 % aller Beuteindividuen aus, am Neusiedler See hingegen nur 1,8 (LEISLER 1970, BIBBY 1982). Zur Nahrung der Nestlinge werden Angaben vom Neusiedler See mit solchen aus der Camargue verglichen (LEISLER 1970, BUSSMANN 1979): In beiden Gebieten dominierten Zweiflügler (35,2/52,2 %). Am Neusiedler See haben Spinnen mit 30 % eine große Bedeutung, gefolgt von Käfern (7,9), Schnecken (6,7), Schmetterlingen (5,8), Blattläusen (4,8) und Libellen (3,6). In der Camargue lag der

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Anteil der Spinnen bei 12,8 %, derjenige der Eintagsfliegen bei 10,2 gefolgt von Schnecken (7,7), Wanzen (5,9), Blattläusen (4,1)und Käfern (3,7).

Bei der Nahrungssuche schlüpfen Mariskensänger durch die boden- und. wassernahe Vegetation und lesen oder klauben die Beutetiere ab oder untersuchen Lücken und Spalten nach versteckten Nahrungstieren. Weiters picken sie Arthropoden von der Wasseroberfläche oder fischen sie aus dem Wasser. Diese beiden für die Art typischen Techniken werden von Sitzwarten aus oder beim Hüpfen auf schwimmendem Pflanzenmaterial ausgeführt. Am Neusiedler See kam 35 % der Nahrung von adulten Mariskensängern von feuchtem Boden, 20 % aus dem Wasser, 20 % von der Oberfläche von Halmen und Blättern, 15 % von der Wasseroberfläche und fünf Prozent wurden in der Luft gefangen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, CRAMP 1992).

75.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Mariskensänger besiedelt ausgedehntere Verlandungszonen an Stillgewässern und ist hier auf Röhrichtflächen beschränkt. Am Neusiedler See ist die Art vorwiegend in Mischbeständen von Schilf (*Phragmites communis*) und Rohrkolben (*Typha* sp.) sowie in reinen Schilfbeständen zu finden, brütet aber selten auch in Mischbeständen von Schilf, Rohrkolben, *Cladium*, *Schoenoplectus* und diversen Seggenarten. Ausschlaggebend für die Eignung einer Fläche sind strukturelle Merkmales des Röhrichts, die vorwiegend vom Alter des Bestandes und in zweiter Linie auch von standörtlichen Gegebenheiten bestimmt werden. Habitate des Mariskensängers weisen zum Einen eine sehr dichte, verfilzte Unterschichte auf (vorwiegend aus alten, niedergebrochenen Schilf- oder Rohrkolbenhalmen, die eine Knickschichte bilden), in der das Nest plaziert wird und in der sich die Art hüpfend fortbewegen kann und zum Anderen darüber hinaus ragende, Deckung nach oben bietende Vertikalstrukturen (= stehende Halme von Schilf oder Rohrkolben). Derartige Vegetationsstrukturen sind nur in mehrjährigen Röhrichtbeständen zu finden, frisch geschnittene Bestände sind daher für zumindest 1-2 Jahre für den Mariskensänger nicht besiedelbar. Von zentraler Bedeutung ist des weiteren eine reichhaltige Gliederung des Bestandes durch kleine Wasserflächen und Kanäle und eine dauerhafte Überflutung des Bestandes. Das Vorhandensein und die leichte Zugänglichkeit von kleinen freien Wasserflächen hat für die Nahrungssuche große Bedeutung. Am Neusiedler See erreicht der Mariskensänger in Schilfbeständen mit einem Alter von mehr als 10 Jahren seine höchsten Dichten, er besiedelt insbesondere Stellen, an denen kleinflächig Rohrkolben wächst, meidet aber reine Schilfbestände keineswegs. Größere Mischbestände des Schilfs mit anderen Röhrichtpflanzen spielen am Neusiedler See quantitativ keine Rolle, können aber in anderen Brutgebieten das hauptsächlich besiedelte Habitat sein (LEISLER 1981, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, DVORAK et al. 1997, M. DVORAK unveröff.)

75.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Langzeituntersuchungen zur Populationsdynamik der Art liegen nicht vor. Zum Bruterfolg wurden Untersuchungen am Neusiedler See durchgeführt: Der Schlüpferfolg von 40 Nestern betrug hier im Mittel 3,5 Jungvögel, der durchschnittliche Bruterfolg bei allen Nestern 2,4 Jungvögel/Brutpaar, aus erfolgreichen Nestern flogen im Schnitt 3,2 Jungvögel aus. Die Reviergröße liegt in optimalen Habitaten am Neusiedler See bei durchschnittlich 550 m² (LEISLER 1985). Die Siedlungsdichte kann am Neusiedler See in geeigneten Habitaten großflächig bei 1-2 Revieren/ha liegen, auf kleineren Flächen sind noch höhere Zahlen möglich: Probeflächenuntersuchungen ergaben z. B. 11 und 12 Reviere/10 ha (ZWICKER & GRÜLL 1985), 16 Reviere auf fünf Hektar (M. DVORAK & A. RANNER unveröff.) und 12 Reviere auf 4,8 ha (LAUßMANN & LEISLER 2001).

Wanderungen: Der Mariskensänger verlässt nur im Nordteil seines Areals die Brutgebiete, europäische Brutvögel überwintern vorwiegend im Mittelmeerraum von Südfrankreich, Oberita-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

lien, der Balkanhalbinsel und den Küsten der Türkei bis Südspanien, auf den großen Mittelmeerinseln, in Israel und selten in Nordafrika. Mariskensänger vom Neusiedler See überwintern auf Korsika, in Ober- und Mittelitalien sowie an der dalmatinischen Adriaküste. Im Südteil des Areals ist der Mariskensänger Standvogel. Da größere Fettdepots bei Herbstfänglingen fehlen, scheint der Zug in kleinen Etappen tagsüber zu erfolgen (LEISLER 1972). Nach dem Selbständigwerden streifen Jungvögel wie andere Rohrsänger ungerichtet im Schilfgürtel des Neusiedler Sees umher, diese ungerichteten Wanderungen enden mit der Mauser des Großgefieders (ZWICKER & GRÜLL 1985). Der Wegzug am Neusiedler See findet von Ende September bis Anfang November statt. In Südfrankreich und auf Korsika sind die Wintergäste bis Mitte November vollzählig eingetroffen. Auf Zypern sind Wintergäste von Oktober bis Mitte März anzutreffen. Die Ankunft im Brutgebiet beginnt Anfang März, in normalen Jahren ist der Bestand in der zweiten März-Dekade vollständig (LEISLER 1973, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

75.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Mariskensänger brütet in den warm-trockenen Zonen der südwestlichen Paläarktis. Er besiedelt den gesamten europäischen Mittelmeerraum, das Schwarzmeer-Gebiet, Nordafrika (sehr lokal), die Hochländer Anatoliens (sehr lokal), die Küsten der Levante, die Küsten des Kaspischen Meers, Zentralasien östlich bis Tadschikistan, das Zweistromland im Irak und Iran, lokal die iranischen und pakistanischen Wüstengebiete östlich bis nach Nordindien. In Mitteleuropa ist die Art nur im Karpatenbecken regelmäßiger Brutvogel.

Europa: Der Mariskensänger brütet in Europa (inklusive der Türkei) in 13 Staaten. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne Russland) auf 30.000-70.000 Paare geschätzt, die größten Populationen beherbergen (außer Russland) Rumänien mit 10.000-30.000, Österreich mit 9.000-16.000, die Türkei mit 5.000-15.0000 sowie Ungarn mit 3.000-5.000 Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 13.500-24.700 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände des Mariskensängers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

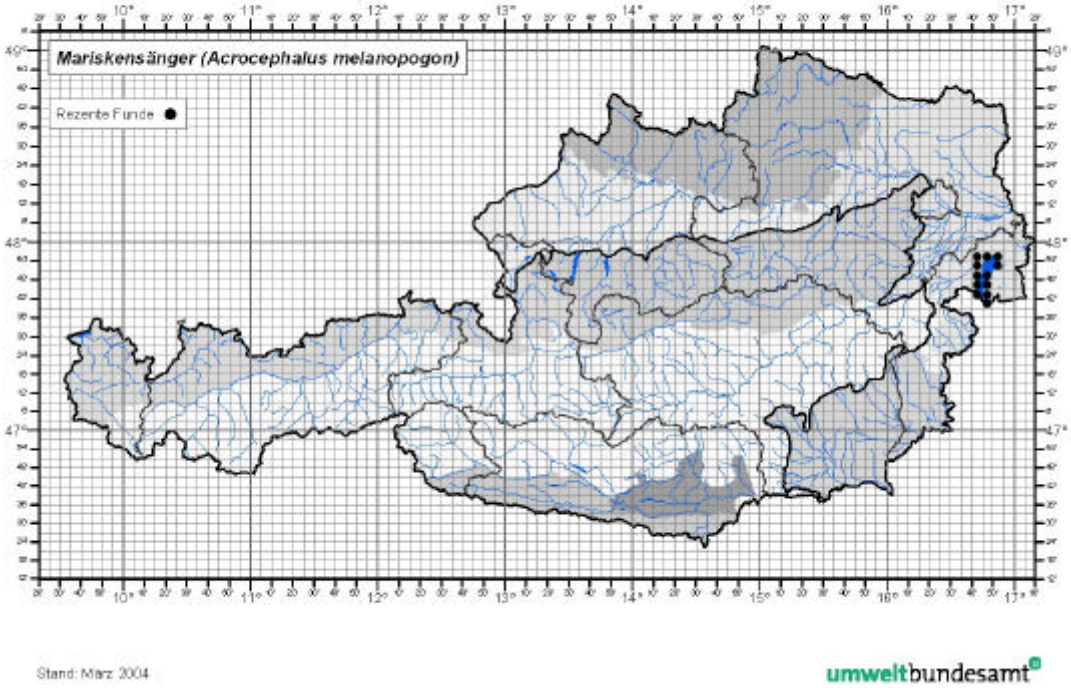
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	9.000-16.000	1998-2002
Frankreich	1.000-2.000	1990
Griechenland	100-500	1997
Italien	1.000-3.000	1988-1997
Spanien	2.400-3.200	

Österreich/Verbreitung: Das einzige regelmäßig besetzte Brutgebiet Österreichs liegt im Schilfgürtel des Neusiedler Sees.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Aufgrund seiner doch spezialisierten Habitatansprüche ist der Mariskensänger im Schilfgürtel des Neusiedler Sees nicht flächig verbreitet, fehlt in einigen Teilen des Schilfgürtels weitgehend und besiedelt andere in unterschiedlicher Dichte. Ein Schwerpunkt des Vorkommens liegt im Südosten des Sees, in der heutigen Kernzone des Nationalparks. In den hier großflächig vorhandenen Altschilfbeständen ist die Art in hohen Dichten vorhanden: Punkttaxierungen an zufällig ausgewählten Probestellen erlaubten hier für das Jahr 1995 eine Schätzung von 1.955 Revieren (± 555) auf einer Fläche von 12,7

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

km², dies entspricht einer großflächigen Dichte von 1,5 (± 0,4) Revieren/ha (DVORAK et al. 1997).



75.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Zur aktuellen Bestandsentwicklung des Mariskensängers am Neusiedler See liegen keine Angaben vor.

Gefährdungsursachen: Die folgenden drei Faktoren könnten den Brutbestand des Mariskensängers maßgeblich beeinflussen: Schilfnutzung durch Schnitt und Brände führen zur Entstehung von Jungschilfbeständen, die vom Mariskensänger nicht besiedelt werden. Wasserstandsschwankungen führen in Jahren niederer Wasserstände zum Trockenfallen großer Teile des Schilfgürtels. Diese Bereiche werden vom Mariskensänger in der Regel nicht besiedelt oder nur an den wenigen Stellen, an denen sich Wasser halten konnte. Die Sukzession innerhalb des Schilfgürtels wird in den nächsten Jahrzehnten unweigerlich voranschreiten, ihre Auswirkungen auf die Bestände von schilfbewohnenden Vogelarten sind aber derzeit nur theoretisch vorherzusagen und werden sich vermutlich je nach Teilgebiet in unterschiedlicher Art und Weise zeigen. Am Südostufer wurde verbreitet eine Ausdünnung der Schilfbestände festgestellt und eine Zunahme der offenen Wasserflächen (siehe dazu DVORAK et al. 1997). In den seeseitigen Bereichen am Nordostufer des Sees ist hingegen eine Tendenz zur Verdichtung der Schilfbestände vorhanden, die zum Verschwinden der eingestreuten kleinen Wasserflächen führt. Beide Tendenzen werden zukünftig deutliche Lebensraumverluste für den Mariskensänger nach sich ziehen. Am Nordwestufer ist die Art z. B. an den Seedämmen von Win-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

den und Breitenbrunn , die noch zu Ende der 1980er Jahre dicht besiedelt waren, in den letzten Jahren fast völlig verschwunden (M. DVORAK unveröff.).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen für den Mariskensänger müssen auf die Erhaltung von mehrjährig ungemähten, überfluteten Altschilfbeständen abzielen. Erhaltungsmaßnahmen für diese und die anderen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees brütenden Vogelarten wären zeitlich und räumlich im Rahmen eines Management-Planes aufeinander abzustimmen. Der räumliche Umfang der Schilfbewirtschaftungsmaßnahmen (Schnitt und Brand) sollte jährlich erfasst werden, um potentiell ungünstige Tendenzen frühzeitig erkennen zu können.

75.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Mariskensängers in Europa stark verantwortlich.

75.1.9 Kartierung

Als Basis für ein großflächiges Monitoring-Programm werden quantitative Punkttaxierungen mit Entfernungsschätzungen als geeignetste Methode vorgeschlagen. Die Auswahl der Zählpunkte sollte zufällig erfolgen (näheres in DVORAK et al. 1997).

75.1.10 Wissenslücken

Bereits in den 1960er Jahren wurden umfangreiche ökologische und ethologische Untersuchungen durchgeführt (LEISLER 1970). Deutliche Wissensdefizite bestehen in der Kenntnis der Wechselwirkungen verschiedener Umweltfaktoren (Wasserstände, Strukturveränderungen im Schilfgürtel) und der Bestandsentwicklung und -dynamik der Art.

75.1.11 Literatur

BIBBY, C.J. (1982): Studies of west Palearctic birds. 184. Moustached Warbler. Brit. Birds 75: 346-359.

BUSSMANN, C. (1979): Ökologische Sonderung der Rohrsänger Südfrankreichs aufgrund von Nahrungsstudien. Vogelwarte 30: 84-101.

CRAMP, S. (1992) Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 6 Warblers. Oxford University Press, Oxford. 736 pp.

DVORAK, M.; NEMETH, E.; TEBBICH, S.; RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1991) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 12/1. AULA Verlag, Wiesbaden. 626 pp.

LAUßMANN, H. & LEISLER, B. (2001): The function of inter- and intraspecific territoriality in warblers of the genus Acrocephalsu. Pp. 87-110 in HOI, H. (Hrsg,): The ecology of reed birds. Biosystematics and Ecology Series No. 18. Austrian Academy of Sciences, Wien. 177 pp.

LEISLER, B. (1970): Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen und systematischen Stellung des Mariskensängers, ausgeführt am Neusiedler See. Diss. Univ. Wien.

LEISLER, B. (1972): Die Mauser des Mariskensängers als ökologisches Problem. J. Orn. 113: 191-206.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

LEISLER, B. (1973): Die Jahresverbreitung des Mariskensängers nach Beobachtungen und Ringfunden. Vogelwarte 27: 24-39.

LEISLER, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger. I. Habitattrennung. Vogelwarte 31: 45-74.

LEISLER, B. (1985): Öko-ethologische Voraussetzungen für die Entwicklung von Polygamie bei Rohrsängern. J. Orn. 126: 357-381.

ZWICKER, E. & GRÜLL, A: (1985): Zu den räumlich-zeitlichen Beziehungen zwischen Schilfvögeln und ihrem Lebensraum. Teil 1: Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitlichen Wanderungen bei Schilf-Singvögeln am Neusiedler See. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderband 72: 423-445.

75.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Das österreichische Vorkommen des Mariskensängers deckt sich mit einem SPA, Gebiets- und Vorkommensebene sind daher identisch.

75.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

75.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Vegetation	Mehr als 90 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	70-90 % der Schilffläche wird nicht gemäht oder abgebrannt	Mehr als 30 % der Schilffläche wird gemäht oder abgebrannt
Wasserstände	Mehr als 90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	70-90 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet	Weniger als 70 % der Schilffläche sind von März bis Juli überflutet
Vegetationsstruktur	Mehr als 50 % der Schilffläche besteht aus mindestens fünfjährigen Altschilfbeständen	25-50 % der Schilffläche w bestehen aus mindestens fünfjährigen Altschilfbeständen	Weniger als 25 % der Schilffläche besteht aus mindestens fünfjährigen Altschilfbeständen
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab

75.3 Bewertungsanleitung

75.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

75.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Populationsindikator „A“ und mindestens ein Habitatindikator „A“, jedoch kein Habitatindikator „C“; Populationsindikator „B“ und alle drei Habitatindikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „B“, und alle Habitatindikatoren sind „C“; Populationsindikator „C“, und 1-3 Habitatindikatoren „C“ und 1-2 Habitatindikatoren „B“.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

76 A307 *SYLVIA NISORIA*

76.1 Schutzobjektsteckbrief

76.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Sperbergrasmücke

Englisch: Barred Warbler, Französisch: Fauvette épervière, Italienisch: Bigia padovana, Spanisch: Curruca gavilana

76.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Sylviidae – Zweigsänger (Grasmücken und Verwandte)

Merkmale: Die Sperbergrasmücke ist die größte Art der artenreichen Gattung der Grasmücken. Die Grundfarbe der Vögel ist oberseits grau und unterseits hell (weißlich). Die adulten Männchen sind durch die gelbe Iris des Auges und die deutliche Sperberung der Unterseite am leichtesten zu erkennen. Weibchen zeigen diese Merkmale in abgeschwächter Form, Jungvögel gar nicht. Die Spitzen der äußeren Schwanzfedern, der Flügeldecken und der Schirmfedern sind hell gerandet. Sperbergrasmücken wirken im Größenvergleich mit anderen Grasmückenarten immer plumper, langschwänziger und zeigen kräftigere Beine und Schnäbel.

76.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Die Sperbergrasmücke ist zur Fortpflanzungszeit territorial, wobei die Territorialität im Verlauf der Bebrütung und Fütterung der Jungen abnimmt. Ein recht hoher Prozentsatz der Männchen gründet ein zweites Territorium. Bis zur Verpaarung ist eine besondere Aggressivität gegenüber Dorn- und Klappergrasmücken beschrieben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, NEUSCHULZ 1988).

Fortpflanzung: Die Geschlechtsreife tritt bei der Sperbergrasmücke mit dem Ende des ersten Lebensjahres ein, jedoch brütet zumindest von den Männchen nur ein Teil in dem der Geburt folgenden Jahr. Meist leben die Vögel in monogamer Saisonehe. Viele Männchen gründen ein weiteres Territorium und in etwa 30 % der Fälle konnte eine erfolgreiche Zweitverpaarung nachgewiesen werden. Die Polygynie wird durch die enge Nachbarschaft der Territorien begünstigt. Die Revierbesetzung erfolgt Ende April bis Anfang Mai. Nach der Revierbesetzung bauen die Männchen ein bis drei Wahlnester, die Entscheidung für den tatsächlichen Neststandort – der auch an einem anderen Ort liegen kann – trifft aber das Weibchen. Der Neststand ist relativ niedrig in (bevorzugt dornigen oder stacheligen) Sträuchern der unteren oder mittleren Strauchschicht, im Median ca. 60 cm bzw. 77 cm über Boden. Eine Besonderheit der Sperbergrasmücke ist das Auftragen von Gespinsten (Kokons, Spinnweben, Raupengespinste) am Außenbau des Nestes.

Die Gelege umfassen normalerweise drei bis sechs (maximal sieben) Eier. Die Hauptlegezeit ist die dritte Maidekade, die Brutdauer beträgt nach der Ablage des letzten Eies 12-13 Tage. Die Nestlingsdauer ist mit 10-11 Tagen verhältnismäßig kurz. Nach etwa drei Wochen kann die Auftrennung der Familie erfolgen und ab etwa Mitte Juli streifen die meisten Jungvögel getrennt von den Eltern im Brutgebiet umher. Aufgrund der späten Rückkehr aus dem Winterquartier zieht die Sperbergrasmücke nur eine Jahresbrut auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, KUZNIAK et al. 2001, NEUSCHULZ 1988).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Ernährung erfolgt überwiegend animalisch und umfasst ein weites Spektrum von wenig bis hart gepanzerten Kleintieren. Gern genommen werden weiche Tiere wie Schmetterlinge und deren Raupen, Hautflügler, Jugendstadien von Heu-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

schrecken oder Spinnen. Im Verlauf des Jahres steigt der Anteil an aufgenommener pflanzlicher Nahrung, die überwiegend aus Früchten wie Johannisbeere *Ribes rubrum*, Faulbaum *Rhamnus frangula* oder Holunder *Sambucus nigra* besteht. Größere Früchte werden angehackt und in Stücken aufgenommen (z. B. Weintraube, Him- und Brombeere, Maulbeere, Kirsche, Pflaume, Birne u.a.). Schon an Nestlinge können neben animalischer Nahrung Früchte verfüttert werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

76.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Sperbergrasmücke besiedelt reich strukturierte, mindestens zweistufig ausgebildete Kleingehölze wie Gebüsche, Sträucher, Hecken u.ä., die eine gewisse Ausdehnung besitzen müssen. Das Minimum liegt bei etwa 100 m Länge, wobei auf dieser Strecke durchaus freie Lücken zwischen den Büschen vorhanden sein können. Die untere Strauchschicht der Hecken besteht oft aus dornigen Sträuchern wie Weißdorn (*Crataegus* sp.), Schlehe (*Prunus spinosa*) oder Heckenrose (*Rosa canina*). Das Deckungsbedürfnis der Vögel erfordert einen allseitigen Sichtschutz, wie er z. B. von frei stehenden, wegbegleitenden Hecken gegeben ist. Die Art meidet daher meist Randgebüsche von Wäldern und besiedelt diese nur an Stellen, wo durch Auflichtung die notwendigen Dickichte geschaffen werden, z. B. Lichtungen, Schlag-/Wurfflächen oder Moore. Die Art zeigt eine deutliche Wärmeliebe (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, NEUSCHULZ 1988). Bemerkenswert ist das gemeinsame Vorkommen (Syntopie) von Sperbergrasmücke und Neuntöter (*Lanius collurio*). In einem Untersuchungsgebiet in Niedersachsen sowie auf zwei Probeflächen in Polen siedelten 90 % bzw. 82 % der festgestellten Sperbergrasmücken in Neuntöterrevieren. In Niedersachsen suchten die Vögel die Neuntöter aktiv auf. Den Sperbergrasmücken könnte dieses Verhalten einen Vorteil durch das Warn- und Verteidigungsverhalten des Neuntöters bringen, was auch umgekehrt vermutet wird (NEUSCHULZ 1988). Eine andere Interpretation aufgrund von Untersuchungen in Polen sieht die Syntopie nur als Ergebnis gleicher Habitatansprüche. Hier wurden Unterschiede in der Nistplatzwahl der beiden Arten gefunden (KUZNIAK et al. 2001).

76.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Zum Bruterfolg liegen nur Daten aus einer zweijährigen Studie vor. Von 24 Erstgelegen waren 12, von sechs Nachgelegen vier erfolgreich. In dieser Studie kamen 94 % der gelegten Eier zum Schlüpfen und 89 % zum Ausfliegen. Der Gesamtbruterfolg lag in den zwei Untersuchungsjahren bei 69 und 43 (Median 57)%, die Nachwuchsrate bei 3,9 bzw. bei 2,0 Jungen/Weibchen. Die wichtigsten Nestfeinde waren Hermelin *Mustela erminea* und Krähenvögel. Speziell zu Beginn des Brutzyklus ist die Sperbergrasmücke sehr empfindlich gegenüber Störungen und ungünstigen Umweltbedingungen, die zu einem Standortwechsel und Nestneubau führen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Zur Sterblichkeit adulter Sperbergrasmücken ist wenig bekannt. Die errechnete jährliche Mortalität von 58 % kann nur als grober Näherungswert gesehen werden. Die Überlebensrate von Jungvögeln konnte aufgrund geringer Rückkehrraten noch nicht ermittelt werden. Das bisher bekannte Höchstalter einer Sperbergrasmücke betrug mindestens 12 Jahre, was eine für einen Singvogel vergleichsweise hohe Lebenserwartung ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, NEUSCHULZ 1988).

Nach Angaben aus verschiedenen Untersuchungsgebieten in Europa umfassen Reviere der Sperbergrasmücke zwischen 0,15 und 1,5h a. Die Reviere sind allerdings sehr unterschiedlich groß, da einzelne weit entfernte Büsche oder Bäume in der offenen Landschaft mit einbezogen werden können. So standen fünf Paaren auf einem Bahndamm mit einer Gesamtfläche von 2,7 ha je 3.750 m^2 Gebüsch zur Verfügung, während offenere Reviere zur Brutzeit bis zu 1,6 ha umfassten. Zur Zeit der Revierbesetzung sind die verteidigten Flächen größer, in Niedersachsen umfassten sie zwischen 1 und 3 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

In günstigen Siedlungsgebieten kommt es zu Singabständen von 50 bis 100 m und zu extrem hohen kleinflächigen Dichten von über einem Brutpaar/ha. Über großflächige Dichten ist wenig bekannt. Für die 170 km^2 große Parndorfer Platte wurde eine Dichte von 0,68 Brutpaaren/km^2 errechnet (ZWICKER & HERB 1989). In einer 148 km^2 großen Fläche in Niedersachsen betrug die Dichte 1,26 Brutpaare/ km^2 (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, NEUSCHULZ 1988). In den March-Thaya-Auen erreicht die Art kleinflächige Dichten von bis zu einem Revier/10 ha (ZUNA-KRATKY et al. 2000).

Wanderungen: Die Sperbergrasmücke ist ein Langstreckenzieher, der in Ostafrika im Bereich des Äquators überwintert. Europäische Sperbergrasmücken ziehen beim Wegzug nach Südosten und umfliegen das Mittelmeer. Die Distanz bis zum Winterquartier wird in vielen kürzeren Etappen zurückgelegt. Dies ist zeitaufwändiger als der Flug in wenigen und langen Etappen. Die Vögel brechen daher schon sehr bald nach dem Ende der Brut auf. Charakteristisch für die Art ist das regelmäßige Auftreten weit nordwestlich des Brutgebiets nach der Brutzeit („Umkehrzug"; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

Die Zugunruhe burgenländischer Sperbergrasmücken begann um den 10./11. Juli. Erfolglose Brutpaare bzw. Weibchen scheinen das Brutgebiet noch früher zu verlassen und Altvögel verlassen das Brutgebiet vor den Jungvögeln. Nach DVORAK et al. (1993) dauert der Wegzug in Ostösterreich bis Anfang September. Das Winterquartier wird im Oktober/November erreicht und etwa im März wieder verlassen. Die Ankunft in Mitteleuropa erfolgt Ende April bis Anfang Mai (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, NEUSCHULZ 1988).

76.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Vorkommen der Sperbergrasmücke erstreckt sich in der Westpaläarktis von Zentralasien nach Westen bis etwa zur Linie Jütland – Po Ebene – Slowenien – Bosporus – Armenien. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in der Waldsteppenzone und reicht bei Vorhandensein geeigneter Habitate weiter nach Norden und Süden, so z. B. südlich bis zur Mongolei und nördlich bis etwa zum 60. Breitengrad (z. B. St. Petersburg; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991, SNOW & PERRINS 1998).

Europa: Im östlichen Mitteleuropa ist die Art weit verbreitet in warmen und niederschlagsreichen Gebieten und dem entsprechend meistens auf Regionen unter 500 m Seehöhe beschränkt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Nach BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000) sind Brutvorkommen aus 26 Staaten bekannt. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Europa eindeutig im Osten, mit den kopfstärksten Vorkommen (in absteigender Größe) in Russland, Rumänien, Ungarn, Moldawien, Polen, dem Baltikum und Weißrussland.

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 9.200-17.400 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

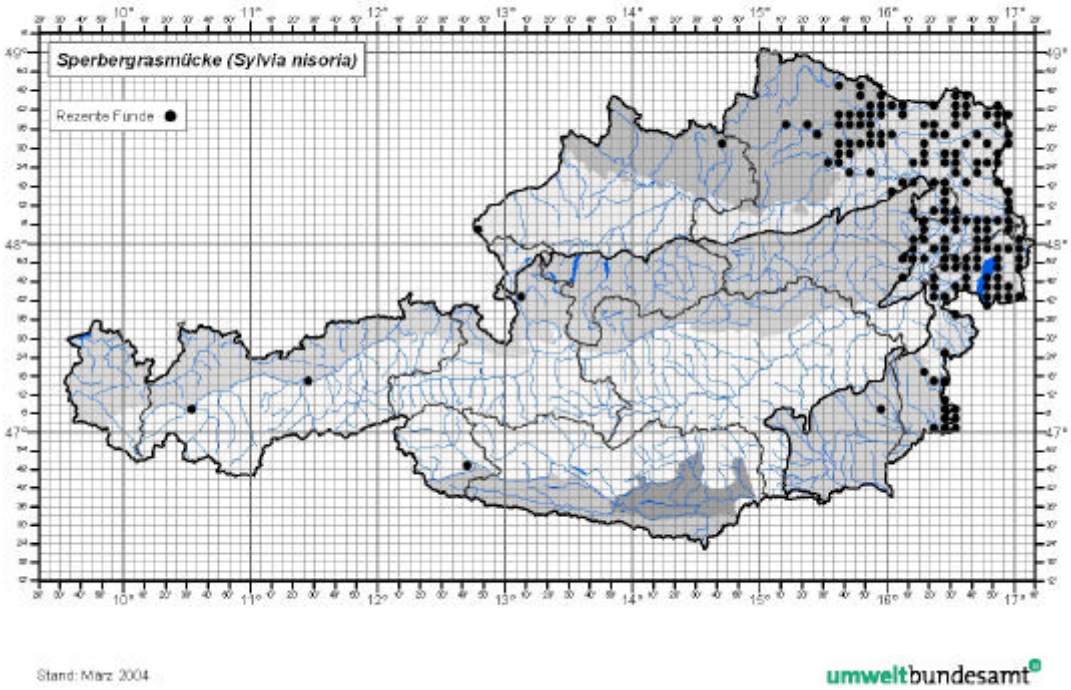
Tabelle: Brutbestand der Sperbergrasmücke in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	1.100-2.000	-
Dänemark	1	1995-1997
Finnland	2.000-3.000	1990-1995
Deutschland	5.000-10.000	-
Griechenland	100-1.000	-
Italien	1.000-2.000	1988-1997
Schweden	260-350	1990

Österreich/Verrbreitung: Die Sperbergrasmücke kommt in Österreich verbreitet, aber zumeist nur lokal an klimatisch begünstigten Stellen im Tief- und Hügelland im Osten, vor (DVORAK et al. 1993). Nach neueren Schätzungen ist der österreichische Brutbestand deutlich höher als die Einstufung aus den 1990er Jahren (Tab. 1), nämlich 1.100-2.000 Paare.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Einen Verbreitungsschwerpunkt hat die Art im nördlichen Burgenland in den ausgedehnten Trockenlandschaften der Region des Neusiedler Sees und auf der Parndorfer Platte. Im Mittel- und Südburgenland finden sich nur wenige Brutplätze im Bezirk Oberpullendorf bzw. in den Bezirken Güssing und Jennersdorf (DVORAK et al. 1993). Der Bestand des Burgenlandes wird auf 400 bis 600 Brutpaare geschätzt. *Wien*: Aus den Jahren 2000 bis 2002 ist ein dichtes Vorkommen aus den Alten Schanzen (Stammersdorf) bekannt. Ein Einzelnachweis aus diesem Zeitraum stammt aus der Lobau; die Art dürfte dort aber verbreiteter sein (WICHMANN & DVORAK 2003). Der Wiener Bestand der Art wird auf 10 bis 20 Brutpaare geschätzt. *Niederösterreich*: Der Gesamtbestand der Sperbergrasmücke in Niederösterreich beträgt 700 bis 1.400 Brutpaare. Das geschlossene Brutgebiet reicht im Waldviertel etwa bis an die Linie Geras – Altenburg – Kamptal bei Horn. Ein Bestandszentrum hat die Sperbergrasmücke am Truppenübungsplatz Allensteig. Weinviertel und Marchfeld sind, soweit geeignete Habitate vorhanden sind, besiedelt. Im österreichischen Alluvium der March-Thaya-Auen wurde der Betsand rezent auf mindestens 70 bis 80 Reviere geschätzt (ZUNA-KRATKY et al. 2000). Im südöstlichen Niederösterreich spiegelt das Vorkommen der Sperbergrasmücke das Angebot an geeigneten Lebensräumen wieder. Nachweise finden sich im Wiener Becken und Steinfeld. Sporadisch wurden einzelne Nachweise von sonnigen und trockenen Standorten des Wienerwaldes bekannt (DVORAK et al. 1993). *Oberösterreich*: Außerhalb des geschlossenen Brutgebiets gelang 1992 ein Brutnachweis im unteren Mühlviertel. Weiters bestand 1984 Brutverdacht in den Salzachauen bei Simling. 1998 und 2000 wurde je ein singender Altvogel bei Weitersfelden nachgewiesen (BRADER & AUBRECHT 2003). *Tirol*: Unregelmäßiger und vereinzelt auftretender Brutvogel mit einem maximalen Bestand von 10 Brutpaaren. Beobachtungen liegen aus dem Stanzertal, an der Grenze zur Schweiz sowie nahe Oberlienz/Osttirol vor (LANDMANN & LENTNER 2001).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



76.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: Secure/ungefährdet, Rote Liste Österreich: LC (least concern/nicht gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Für die Sperbergrasmücke liegen wenige Daten zur Bestandsentwicklung vor. Für den Zeitraum 1970 bis 1999/2000 gibt es in Österreich keine Hinweise auf Bestandsveränderungen (FRÜHAUF 2005). Nach den wenigen vorhandenen Informationen war der Bestand in Teilen Osteuropas zwischen 1970 und 1990 stabil. Ein geringer Teil der europäischen Population wurde im gleichen Zeitraum als abnehmend eingestuft. In Summe dürften zwischen 1970 und 1990 zwischen drei und 14 % der europäischen Population Rückgänge erlitten haben. Zunehmend war ein kleinerer Teil der Population in Skandinavien und Mitteleuropa (TUCKER & HEATH 1994).

Gefährdungsursachen: Die Effekte der Habitatentwicklung sind derzeit nicht eindeutig zu beurteilen; aus der Sicht der Sperbergrasmücke positive Entwicklungen wie die Verbuschung von Trockenrasen stehen etwa Aufforstungen beispielsweise mit standortsfremden Robinien (*Robinia pseudacacia*) entgegen (FRÜHAUF 2004, i.Dr.). Hauptsächlicher Gefährdungsfaktor ist die Intensivierung der Landwirtschaft, die zur Beseitigung von Hecken und Flächenzusammenlegung führt (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). In Deutschland führte das Verschwinden von großflächigen Wiesengebieten zu Habitatverlusten für die Sperbergrasmücke (BAUER & BERTHOLD 1996). Ein „natürlicher“ Gefährdungsfaktor sind feuchte und kühle Frühsommer, die für Bestandsschwankungen der Art an ihrem westlichen Arealrand verantwortlich sind (BAUER & BERTHOLD 1996, NEUSCHULZ 1988).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Wichtig ist die Erhaltung von Bruthabitaten der Sperbergrasmücke wie reich strukturierte Feldgehölze, Dickichte mit Dornbüschen, idealerweise in extensiv genutzten Wiesen-, Brach- und Moorflächen. Förderlich wären auch Neupflanzungen von Hecken in der Agrarlandschaft, was z. B. im Neusiedlersee-Gebiet/Burgenland zur Vergrößerung des besiedelten Areals geführt hat (BAUER & BERTHOLD 1996, DVORAK et al. 1993). Geeignete Maßnahmen (z.B. Pflanzungen lockerer Hecken und Buschgruppen) können mit dem österreichischen Agrarumweltprogramm ÖPUL umgesetzt werden.

76.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung der Sperbergrasmücke weder im besonderen Maße, noch stark verantwortlich.

76.1.9 Kartierung

Die Kartierung der Sperbergrasmücke erfolgt zur Zeit der Revierbesetzung Ende April bis Anfang/Mitte Mai. Zähleinheit ist das singende Männchen. Zu beachten ist die sehr kurze Gesangsperiode der Vögel: nach NEUSCHULZ (1988) beträgt sie im Mittel nur 22 Tage. Verpaarte oder im Brutgeschäft befindliche Männchen können zwar dann auch noch singen, jedoch meist nur kurz und in den frühen Morgenstunden (NEUSCHULZ 1988). Der charakteristische Warnruf ist auch nach dem Ende der ausdauernden Gesangszeit ein verlässlicher Nachweis. Da die Art aber eine sehr heimliche Lebensweise hat, wird in diesem Fall der Bestand unterschätzt werden. Bei Revierkartierungen ist die Tendenz der Sperbergrasmücken-Männchen zur Anlage von Zweitrevieren zu beachten. Kleinflächig sollte daher auf simultan singende Männchen geachtet werden. Da Zweitreviere nur teilweise zu einer Zweitverpaarung führen, kann es zur Überschätzung des Bestands kommen.

76.1.10 Wissenslücken

Prinzipiell ist die Art relativ schlecht untersucht. Grundlegende Arbeiten zur Biologie der Sperbergrasmücke, wie z. B. zu Bruterfolg, Mortalität, Brutplatztreue usw., sind daher begrüßenswert. Nach widersprüchlichen Befunden zur den Ursachen der Syntopie der Sperbergrasmücke mit dem Neuntöter (KUZNIAK et al. 2001, NEUSCHULZ 1988) sind weiter führende Untersuchungen zu diesem Thema wünschenswert. FRÜHAUF (2004, i.Dr.) sieht als einzigen Handlungsbedarf ein Monitoring des Bestandes.

76.1.11 Literatur

BAUER, H.G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden, 715pp.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 pp.

BRADER, M. & AUBRECHT, G. (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

DVORAK, M.; RANNER, A: & BERG, H.-M. (1993) Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt und Österr. Ges, für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1991) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band. 12/1. AULA Verlag, Wiesbaden. 626 pp.

HAGEMEIJER, W.J.M. & BLAIR, M.J. (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London, 903pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

KUZNIAK, S.; BEDNORZ, J. & TRYJANOWSKI, P. (2001): Spatial and temporal relations between the Barred Warbler *Sylvia nisoria* and the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in the Wielkopolska region (W Poland). Acta Ornithol. 36: 129-134

LANDMANN, A. & LENTNER, R. (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 14, 1-182pp.

NEUSCHULZ, F. (1988): Zur Synökie von Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) und Neuntöter (*Lanius collurio*). Lüchow-Danneberger orn. Jber. 11.

SNOW, D.W. & PERRINS, C.M. (1998): The Birds of the Western Palaearctic. Concise Edition. Volume 2: Passerines. Oxford University Press, New York

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 3), 600pp.

WICHMANN, G. & DVORAK, M. (2003): Atlas der Brutvögel der Stadt Wien. Zwischenbericht über die Ergebnisse der Jahre 2000-2002. BirdLife Österreich, Wien, 67pp.

ZUNA-KRATKY, T.; KALIVODOVA, E.; KÜRTHY, A.; HORAL, D. & HORÁK, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram, 285 pp.

ZWICKER, E. & HERB, B. (1989): Untersuchungen zum Naturraumpotential der Parndorfer Platte und eines Abschnitts der Leithaniederung. Vögel. Gutachten im Auftrag der burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt. 61 pp.

76.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Sperbergrasmücke ist zwar in den pannonischen Bereichen im Osten Österreichs weit verbreitet, brütet aber in diesem Areal aufgrund ihrer doch recht spezifischen Habitatansprüche nur sehr zerstreut. Da der Lebensraum der Art aber im Prinzip dennoch flächig vorkommt, können diskrete Vorkommen kaum von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet. Die Lebensraumansprüche der Art sind zwar gut bekannt, quantitative Untersuchungen zur Wahl des Makro-Habitats liegen allerdings nicht vor. Daher ist auch eine fachlich ausreichend abgesicherte Definition von Habitatindikatoren zum derzeitigen Zeitpunkt nicht sinnvoll.

76.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

76.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte (in Gebieten >3 km²)	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 5,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 2,0-5,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 2,0

76.3 Bewertungsanleitung

76.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

76.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Populationsindikatoren „A“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Beide oder ein Populationsindikator „C““

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

77 A320 *FICEDULA PARVA*

77.1 Schutzobjektsteckbrief

77.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Zwergschnäpper

Englisch: Red-breasted Flycatcher, Französisch: Gobemouche nain, Italienisch: Pigliamosche pettirosso, Spanisch: Papamoscas Papirrojo

77.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Muscicapidae – Eigentliche Fliegenschnäpper

Merkmale: Der Zwergschnäpper ist unser kleinster heimischer Schnäpper. Schnäpper sind durch einen kleinen, aber kräftigen und spitzen Schnabel gekennzeichnet. Der Schwanz weißt ein typisches schwarz-weiß Muster auf, dass dem des Steinschmätzers *Oenanthe oenanthe* nicht unähnlich ist. Männchen hat auffallend orange-rötlich gefärbte Kehle.

77.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Zur Brutzeit sind Zwergschnäpper territorial (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Zur Zugzeit und im Winterquartier bleiben die Individuen alleine, können sich aber auch zu größeren Trupps zusammenschließen.

Fortpflanzung: In der Wahl des Nistplatzes ist die Art recht variabel und nutzt alle Arten von Nischen, Spalten und Halbhöhlen an Bäumen, z. B. ausgefaulte Astlöcher und Bruchstellen oder durch abblätternde Rinde geschaffene Hohlräume und Spalten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), seltener dichte Stockausschläge, Wasserreiser und Astgabeln in unmittelbarer Stammnähe (FUXA 1991). Geeignete Bedingungen bieten vorwiegend noch stehende, aber bereits morsche Stämme und Äste. Die Nester lagen im Lainzer Tiergarten in Höhen zwischen zwei und 20 m, zumeist zwischen drei und 10 m (FUXA 1991) und in den mährischen Beskiden zwischen einem und 12 m, im Mittel bei 4-5 m (J. PAVELKA in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In Nordostdeutschland wurden Nester in Höhen zwischen einem und 10 m gefunden, wobei das Mittel bei 4,4 m lag. Allein neun Nester wurden niedriger als drei Meter angelegt (MÜLLER 1970). Die Wahl der Baumart richtet sich vorwiegend nach dem Angebot: So wurden in den Beskiden von 33 Nestern 11 in Höhlungen und Spalten in toten Buchenästen *Fagus sylvaticus*, acht an toten Buchenstämmen und sechs an abgestorbenen Tannenstämmen gefunden (J. PAVELKA in GLUTZ & BAUER 1993). In Nordostdeutschland wurden von 25 Nestern 11 in reinen Nadelholzbeständen angelegt (die übrigen im Mischwald), wobei sechs in Halbhöhlen und Nischen gebaut wurden, der Rest aber freistehend in Astgabeln oder Wasserweihern angebracht war (MÜLLER 1970). Im Lainzer Tiergarten (37 Nester) dagegen wurden junge Hain- und Rotbuchen zur Nestanlage bevorzugt, mehrmals fanden sich Nester auch in Vogelkirschen *Prunus avium* (FUXA 1991). In Nordostpolen fanden sich von 25 Nestern 68 % in Hainbuchen und 16 % in Kiefern *Pinus sp.* (L. TOMIALOJC in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), weiter nordöstlich in Litauen und Russland wurden Erlen (*Alnus sp.*), Birken (*Betula sp.*) und Kiefern bevorzugt (ALEKNONIS 1976, MALTSCHEWSKIJ & PUKINSKIJ 1983 beide in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Die Gelegegröße schwankt zwischen vier und sieben Eiern, zumeist sind es 5-6 (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), in Nordostpolen fanden sich im Mittel (n=10) 5,6 (L. TOMIALOJC in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), in Litauen (n=50) 5,1 (ALEKNONIS 1976 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), in der Gegend von St. Petersburg/Russland (n= 23) 5,1

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(MALTSCHEWSKIJ & PUKINSKIJ 1983 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) und in Mecklenburg (n=14) 5,4 Eier (MÜLLER 1970).

Nahrung und Nahrungssuche: Adulte Zwergschnäpper erbeuten vor allem Insekten (Hautflügler *Hymenoptera*, Käfer *Coleoptera*, Fliegen *Brachycera*), zum Teil aber auch Spinnen *Araneae* (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). An die Nestlinge wurden in den Beskiden (7 Nester) hauptsächlich Zweiflügler *Diptera* und Spinnen verfüttert, daneben spielten aber auch kleine Käfer, Hautflügler und Schmetterlingsraupen und -imagines *Lepidoptera* eine gewisse Rolle (J. PAVELKA in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Als Wartenjäger erbeutet der Zwergschnäpper seine Insektennahrung in kurzen, meist nur 1-2 m langen Flügen und klaubt im Rüttelflug Arthropoden von Blättern, Zweigen und Ästen ab (FUXA 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), regelmäßig wird aber auch der Boden aufgesucht (WEBER 1958). Gerne wird auch im Bereich unterhalb der Krone gejagt (WEBER 1958, FUXA 1991, MIESLINGER 1992).

77.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Zwergschnäpper ist ein typischer Waldbewohner und besiedelt insbesondere im Osten seines Verbreitungsgebietes verschiedene Laub-, Misch- und Nadelwälder (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Gerne werden Zwergschnäpperreviere in der Nähe zu Gräben und in feuchteren Bereichen angelegt (TJERNBERG 1984, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In Österreich bewohnt er im Tiefland Buchen-, Buchenmisch- und Eichenhainbuchenwälder (FUXA 1991, WICHMANN & FRANK 2003). Einzelne Reviere wurden von FUXA (1991) in Bereichen mit Birken *Betula pendula*, Hainbuchen *Carpinus betulus*, Zitterpappel *Populus tremula*, Bergahorn *Acer montanus* und Esche *Fraxinus excelsior* gefunden. Von WICHMANN & FRANK (2003) wurden im Wiener Anteil des Wiener Waldes sogar eine Bindung an Hainbuchen festgestellt. Dickungen und Stangenhölzer (gleich ob Laub- oder Nadelholz), lichte Eichenreinbestände und Buchenhallenwälder bleiben hingegen generell unbesiedelt (FUXA 1991, WICHMANN & FRANK 2003). In der montanen Zone der Alpen und Mittelgebirge findet man den Zwergschnäpper vorwiegend in südexponierten Buchenbeständen, in Buchenwäldern mit Tanne *Abies alba* und Bergahorn, in Fichten-Tannen-Buchenwäldern, aber auch im Bergahorn-Fichtenwald sowie auf diversen Sonderstandorten (SCHERZINGER 1985, KILZER & BLUM 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, FELDNER & RASS 1999).

Der Zwergschnäpper bevorzugt eindeutig Altholzbestände von zumindest 90-100 Jahren (TJERNBERG 1984, FUXA 1991, NÉMETH 2000, WICHMANN & FRANK 2003). In Wien lagen sogar 43 % der Reviere in Beständen über 200 Jahren (WICHMANN & FRANK 2003). Deutlich dünner und/oder unregelmäßiger werden jüngere, strukturreiche (zumindest 50jährige) Bestände besiedelt, und zwar nur dann, wenn diese wenig oder nicht durchforstet werden und daher einen höheren Anteil an absterbenden und toten Stämmen aufweisen (TJERNBERG 1984, SACHSLEHNER 1992, WICHMANN & FRANK 2003). Bevorzugt werden dichte Wälder mit einem Kronenschluss von 70-90 % (STEINFATT 1937, WEBER 1958, TJERNBERG 1984, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Die Art ist sehr wohl auch in weniger dichten Lebensräumen wie offenen, lichte Eichen-Hainbuchenwäldern zu finden (FUXA 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992, WICHMANN & FRANK 2003). Das entscheidende Kriterium dürfte hier nicht der Kronenschlussgrad sondern die für die Nahrungssuche nutzbare Blattoberfläche sein (WICHMANN & FRANK 2003).

Als Kleinraumjäger, dessen Jagdflüge selten mehr als 1-2 m weit reichen, nutzt und benötigt der Zwergschnäpper kleinere Freiräume innerhalb des Kronenbereichs (zwischen den Ästen älterer Bäume), Lücken zwischen den Kronen einzelner Bäume (z. B. durch Verjüngungen oder niedergestürzte Stämme geschaffen) sowie den Bereich zwischen Kronenansatz und Boden (WEBER 1958, FUXA 1991, MIESLINGER 1992). Dem Zwergschnäpper kommen dementspre-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

chend Bestände mit gering ausgeprägter Strauchschicht entgegen (FUXA 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, WICHMANN & FRANK 2003).

77.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die vorliegenden Daten zum Bruterfolg zeigen relativ hohe Verluste: In Litauen flogen nur in 51 % von 110 gefundenen Nestern Jungvögel aus (ALEKNONIS 1976 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), von 12 Erstgelegen bei St. Petersburg/Rußland gingen sieben durch Prädatoren verloren (MALTSCHEWSKIJ & PUKINSKIJ 1983 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993), von 19 Nestern mit Jungvögeln in den Beskiden/Mähren flogen 15 Junge aus (J. PAVELKA in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) und in Mecklenburg schlüpften von 21 Nestern mit Eiern in 13 Junge, aber nur in acht kam es zum Ausfliegen der Jungvögel (MÜLLER 1970). Ähnliche Ergebnisse lieferte auch eine Untersuchung im Lainzer Tiergarten, wo von 71 Revieren nur in 25 flügge Jungvögel festgestellt wurden (FUXA 1991). In den meisten Fällen waren Prädatoren (v.a. Musteliden, Eichhörnchen *Sciurius vulgaris*, Corviden) oder ungünstige Witterungsbedingungen für die Verluste verantwortlich (MÜLLER 1970, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Der Zwergschnäpper ist zur Brutzeit territorial, seine Reviergröße liegt nach Ergebnissen aus Weißrussland in Optimalhabitaten im Schnitt bei 5.000-7.000 m², schwankt aber je nach Lebensraum zwischen 1.000 und 20.000 m² (DOROFEJEW 1969 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Aufgrund dieser für einen Kleinvogel relativ großen Territorien liegen die minimalen Nestabstände in Mitteleuropa meist bei 250-300 m, seltener bei 70-100 m (MÜLLER 1970, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) und die Siedlungsdichten übersteigen auch nach kleinflächigen Untersuchungen in den seltensten Fällen zwei Reviere/10 ha: Beispielhaft hier die Ergebnisse zehnjähriger Untersuchungen im Bialowieza-Nationalpark in Ostpolen auf 25-30 ha großen Probeflächen (TOMIALOJC & WESOLOWSKI 1994): Im Schnitt 0,9 und 1,1 Brutpaare/10 ha im Eichen-Linden-Hainbuchenwald, 0,5 Brutpaare/10 ha im Heidelbeer-Föhrenwald und 0,2 Brutpaare/10 ha im Eschen-Erlen-Auwald. Demgegenüber wurden in Tannen-Buchenwäldern in den mährischen Beskiden 0,9-2 Brutpaare/10 ha, maximal in Urwald-Restflächen sogar 3,0-4,7 Brutpaare/10 ha gezählt (J. PAVELKA in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Großflächige Untersuchungen ermittelten Siedlungsdichten zwischen 0,018-0,46 Revieren/km² (ASCHENBRENNER & PETERS 1958, ZUNA-KRATKY 1990, WICHMANN & FRANK 2003). Im Wiener Anteil des Wienerwaldes wurden auf 23 Probeflächen mit insgesamt 2.997 ha durchschnittliche Siedlungsdichten von 3,6 Revieren/km^2 festgestellt, wobei der Zwergschnäpper im Lainzer Tiergarten sogar durchschnittliche Dichten von 6,9 Revieren/km^2 erreichte.

Wanderungen: Der Zwergschnäpper ist ein Langstreckenzieher, dessen Winterquartier in der orientalischen Region liegt. Die Überwinterungsgebiete reichen von Indien, Pakistan bis nach Westbengalen und Baluchistan. Überwinterungen sind auch aus dem Iran und den Golfemiraten bzw. Saudi-Arabien bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Nord- und mitteleuropäische Vögel verlassen ab Mitte August ihre Brutplätze, wobei sie diese bis Mitte bzw. Ende September vollständig geräumt haben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Ab Ende April erscheinen die ersten Individuen wieder in Mitteleuropa.

77.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Der Zwergschnäpper besiedelt ein sehr ausgedehntes, quer durch den Nadelwaldgürtel der fast gesamten Paläarktis reichendes Verbreitungsgebiet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Es reicht von Kamtschatka und Jakutien bis zu den Ostalpen, dem Spessart und nach Südschweden. Im Süden gibt es abgesplitterte Vorkommen, die einerseits den Hohen Kaukasus und den Ostteil des Armenischen Berglandes und andererseits das Elbursgebirge einschließen. Zur Zeit werden zwei oder drei Unterarten unterschieden. Die Nominatform *F. p. parva* ist in Nord- und Westeuropa ostwärts bis Zentralrussland zu finden. Auch die oben er-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

wähnten abgesplitterten Vorkommen werden dieser Unterart zugeschrieben. In der Ostpaläarktis ist *F. p. albicilla* zu finden. VAURIE (in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) fand in den Überwinterungsquartieren in Indien, Iran und Afghanistan Individuen, die einer anderen Unterart zuzuschreiben ist, deren Brutquartier noch unbekannt ist.

Europa: In Europa brütet die Art vor allem im Osten. Im Süden findet man den Zwergschnäpper lokal auf der Balkanhalbinsel (Bulgarien, Nordgriechenland, Südserbien und -bosnien), im Norden in Südschweden und in Finnland. Im Westen erreichen Vorposten des Areals die Ostalpen, einige deutsche Mittelgebirge und ganz vereinzelt noch die Niederlande. Die besten Zwergschnäpper-Populationen finden sich naturgemäß in Osteuropa, wo die Art (im Gegensatz zu weiten Bereichen Mitteleuropas) stellenweise zu den häufigsten Waldvögeln zählt. Der europäische Bestand wird auf 1.200.000-10.000.000 Brutpaare geschätzt, wobei Russland den größten Anteil aufweist (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Leider ist aber die Situation gerade in Russland weitgehend unbekannt.

Europäische Union: Der Brutbestand des Zwergschnäppers in der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 4.400-8.300 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestand des Zwergschnäppers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	1.500-3.000	1998-2002
Dänemark	1-5	1993-1996
Finnland	1.000-2.000	1990-1995
Deutschland	1.500-2.500	1996
Griechenland	10-100	-
Niederlande	1-5	1990
Norwegen	1-20	1990
Schweden	450-740	1990

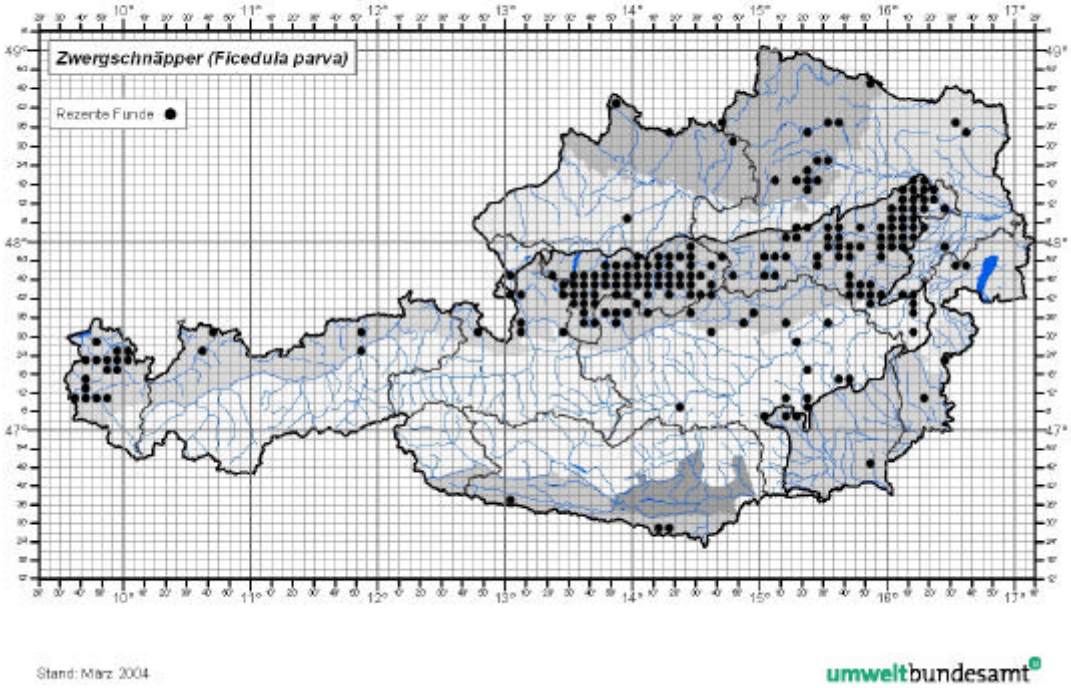
Österreich/Verbreitung: Der Zwergschnäpper ist ein verbreiteter Brutvogel der Buchen- und buchenreichen Wälder am Nordalpenrand, aufgrund der hohen Anforderungen an die Habitatstruktur sind die einzelnen Vorkommen jedoch oft, besonders in Westösterreich, nur lokaler Natur (DVORAK et al. 1993). Der Zwergschnäpper wurde in Österreich hauptsächlich in Höhen zwischen 320 und 1.140 m festgestellt. In der Steiermark werden Höhenlagen zwischen 500 und 800 m bevorzugt (SACKL & SAMWALD 1997). In Oberösterreich finden sich die meisten Nachweise zwischen 700 und 1.100 m (BRADER & AUBRECHT 2003). Aufgrund von Entdeckungen neuer Brutvorkommen in den letzten Jahren dürfte das Verbreitungsgebiet noch unzureichend bekannt sein, wie z. B. Nachweise aus Kärnten belegen (FELDNER & RASS 1999). Die Vorkommen außerhalb des Alpenbogens sind allesamt nur von kleineren Populationen besiedelt (DVORAK et al. 1993). Der Brutbestand in Österreich wird aktuell auf 1.500-3.500 Brutpaare geschätzt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.). Die bedeutendsten Vorkommen finden sich in Niederösterreich mit 650-1.200 Brutpaaren sowie in Oberösterreich mit 500-1.000 Brutpaaren.

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Verbreiteter Brutvogel in den Buchenwäldern und buchendominierten Beständen des Wienerwaldes am Westrand der Bundeshauptstadt. Im Lainzer Tiergarten wurden 1988-1990 in fünf von Buchen und Traubeneichen dominierten Probeflächen (2,3-37,2 ha) durchschnittliche Dichten von 0,9-1,9 (maximal 3,4) Revieren/10 ha ermittelt (SACHSLEHNER 1992), auf einer etwas größeren Fläche (40 ha) zählte H. FUXA (in SACHSLEHNER 1992) 1984-1986 6-13 Reviere (1,5-3,3/10 ha). Am Gallitzinberg im 16. Ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

meindebezirk fanden sich 1988 auf einer Buchen- und einer Mischwaldfläche Dichten von 1,4 und 0,7 Revieren/10 ha (SACHSLEHNER 1992). Eine großflächige, die gesamte Waldfläche Wiens umfassende Untersuchung ergab auf 23 zufällig ausgewählten Probeflächen von jeweils ca. 150 ha Größe im Jahr 2001 eine durchschnittliche Dichte von 0,36 Revieren/10 ha, wobei 80 % des Bestands mit durchschnittlichen Abundanzen von 0,69 Revieren/10 ha (max. 10,3) im Lainzer Tiergarten zu finden waren (WICHMANN & FRANK 2003). *Niederösterreich*: Die auch national bedeutendsten Vorkommen sind im Flysch- und Kalkwienerwald zu finden (BERG 1997). Südlich und westlich setzt sich dieses Vorkommen in buchenwaldreichen Montanwäldern fort. Abseits der Alpen sind kleinere, aber doch regelmäßig besetzte Vorkommen aus der Wachau (20-40 Reviere) und vom Jauerling (BERG et al. 1995), vom nördlichen Ostrong im südlichen Waldviertel (ABÖ), aus dem mittleren Kamptal zwischen Rosenburg und Ottenstein (ca. 30 Brutpaare auf 55 km², SACHSLEHNER & SCHMALZER 1995), aus dem Thayatal mit 0,23 Revieren/km^2 (POLLHEIMER 2001) sowie aus dem Freiwald bei Karlsstift (NADLER 1995) bekannt. *Steiermark*: Die Hauptverbreitung der Art konzentriert im Norden des Landes im Anschluss an die nieder- und oberösterreichischen Nordalpenvorkommen (SACKL & SAMWALD 1997). Der Großteil des Bestands ist im Salzkammergut, im Gesäuse und in den westlichen Ausläufern des Hochschwabmassivs sowie am Südrand der steirischen Ostalpen zu finden. *Kärnten*: Der erste Brutnachweis für Kärnten gelang im Jahr 1996 in der Schütt (FELDNER & RASS 1999). In den folgenden Jahren wurden weitere Nachweise erbracht (z. B. Spitzegel, Bärental, Radischkogelgraben). *Oberösterreich*: Verbreiteter, aber großflächig in geringer Dichte vorkommender Brutvogel der Nordalpen. Die größten Vorkommen finden sich zwischen Enns und Steyr (Hintergebirge) sowie zwischen Traunsee und Almtal, zumindest vereinzelt dürfte die Art auch im Höllengebirge und im Salzkammergut brüten. Im Mühlviertel dürfte ein Bestandrückgang stattgefunden haben, da frühere Nachweise im Rahmen der Kartierung zum Oberösterreichischen Brutvogelatlas nicht mehr bestätigt werden konnten (BRADER & AUBRECHT 2003). *Salzburg*: Sehr lokaler Brutvogel, in den Jahren 1981 bis 1989 wurden sechs Vorkommen in den Kalkvor- und Kalkhochalpen bestätigt (DVORAK et al. 1993): Saalachtal südlich Lofer, Untersberg und Gebiet nordwestlich von Hallein, südliches und nördliches Hagengebirge, Bluntautal (ABÖ). *Tirol*: Offensichtlich nur sehr lokaler und schlecht erfasster Brutvogel. Die bekanntesten Vorkommen liegen im Kaisergebirge mit ca. fünf Brutpaaren (KANTNER 1995) und daran anschließend westlich von Kufstein (PRENN 1929). Weiters: Brandenberger Achental und südliches Rofangebirge (NIEDERWOLFSGRUBER 1989) sowie im Lechtal bei Weißenbach und Oberpinswang (ABÖ). Aus den 1970er Jahren stammen Beobachtungen aus dem Gurgltal zwischen Imst und dem Fernpass (BODENSTEIN 1985) sowie aus dem Tannheimer Gebirge im Außerfern (SCHUBERT 1973). *Vorarlberg*: Der Zwergschnäpper wurde erst 1973 erstmals bei Au im Bregenzerwald als Brutvogel nachgewiesen (SCHUBERT 1973). Die Art ist zwar alljährlicher Brutvogel, brütet aber nur sehr lokal und in geringer Zahl im Bregenzer Wald und an den Hängen des Rheintales. Im Walgau wurde der Zwergschnäpper erstmals 1981 bei Schlins als Brutvogel nachgewiesen (AMANN & AMANN 1981), in 1990er Jahren folgten eine ganze Reihe weiterer Nachweise singender Männchen. Der Bestand wird auf 3-20 Reviere geschätzt (KILZER et al. 2002).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



77.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: secure, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die Bestandssituation wird sowohl in Mitteleuropa als auch in den anderen Teilen des europäischen Areals überwiegend stabil bewertet, negative Trends wurden lediglich für Finnland, Litauen und die Ukraine gemeldet, zusammengenommen sind davon allerdings weniger als ein Prozent der europäischen Brutpopulation betroffen (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). Insgesamt werden für die Bestandsentwicklung stabile Verhältnisse vermutet (FRÜHAUF 2005), es gibt aber aus den Randlagen des Verbreitungsgebietes Hinweise auf Rückgänge (vgl. SACKL & SAMWALD 1997). Eine genaue Einschätzung der Entwicklung ist schwer möglich, da es einerseits zu einer Zunahme des Buchenanteils, der wichtigsten Baumart für den Zwergschnäpper, in den letzten Jahren kam (Daten der Österreichischen Forstinventur), andererseits wird aber eine Intensivierung der forstwirtschaftlichen Nutzung erwartet. Diese könnte zu einer Verschlechterung der Bestandssituation führen.

Gefährdungsursachen: Allgemein ist der Zwergschnäpper durch den Verlust naturnaher alt- und totholzreicher Wälder gefährdet (BAUER & BERTHOLD 1996). Besonders die Intensivierung forstlicher Maßnahmen wie Durchforstung oder Erhöhung der Umtriebszeiten setzt der Art zu (SACHSLEHNER 1992, WICHMANN & FRANK 2003). Gerade im Alpenraum kam es im Zuge der massiv vorangetriebenen Erschließung mit Forstwegen auch in Steillagen zur Schlägerung von potenziell nutzbaren, autochthonen Waldtypen und anschließender Aufforstung mit standortsfremden Fichten und damit zu einem deutlichen Flächenverlust an geeigneten Lebensräumen (SACKL & SAMWALD 1997, BRADER & AUBRECHT 2003, FRÜHAUF 2005).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Außerhalb des Wienerwaldes sind die österreichischen Zwergschnäpper-Vorkommen voneinander oft durch ausgedehnte Bereiche ungeeigneter Habitate isoliert. Potentielle Bruthabitate wie Buchen-, Buchenmischwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern sollten erhalten bleiben oder gefördert werden. Von zentraler Bedeutung ist die Erhaltung großflächig naturnah bewirtschafteter Waldflächen mit einer deutlichen Erhöhung der Umtriebszeiten (vgl. SACKL & SAMWALD 1997, FRÜHAUF 2005, WICHMANN & FRANK 2003). Besonders Durchforstungsmaßnahmen wirken sich negativ auf den Brutbestand des Zwergschnäppers aus, da dem Jungwuchs als Lebensraum für den Zwergschnäpper große Bedeutung zukommt (SACHSLEHNER 1992, WICHMANN & FRANK 2003). Von verschiedenen Autoren wird die Umwandlung standortsfremder Waldtypen (z. B. Fichtenmonokulturen) in autochthone Waldgesellschaften gefordert (SACKL & SAMWALD 1997, BRADER & AUBRECHT 2003, FRÜHAUF 2005). Die genannten Maßnahmen sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung.

77.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Zwergschnäppers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

77.1.9 Kartierung

Zur Erfassung des Zwergschnäppers ist die Revierkartierungsmethode am besten geeignet (vgl. BIBBY et al. 1995). Die Gesangszeit ist meist sehr kurz und dauert von der Ankunft bis zum Nestbau nur etwa 14 Tage, wobei die Männchen verstummen, sobald sie verpaart sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Unverpaarte Männchen können dagegen bis in den Juli hinein singen (FUXA 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Dementsprechend sollte die Kartierung gleich nach der Ankunft Ende April bzw. Anfang Mai beginnen. Die Gesangsaktivität hält nach FUXA (1991) über den ganzen Tag an und zeigt nur zu Mittag einen leichten Einbruch. Da Zwergschnäpper zum Teil große Verluste bei der Jungenaufzucht aufweisen können, verbessert eine Nestersuche und anschließende Erfolgskontrolle den Aussagewert deutlich (MÜLLER 1970, ALEKNONIS 1976 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

77.1.10 Wissenslücken

Das Verbreitungsgebiet des Zwergschnäppers in Österreich ist nur teilweise bekannt (vgl. DVORAK et al. 1993, SACKL & SAMWALD 1997, LANDMANN & LENTNER 2001). Vor allem die kurze Gesangsperiode und die schwere Zugänglichkeit vieler potenziell besiedelbarer Flächen erschweren die Erfassung. Weiters ist die Bestandsentwicklung in Österreich noch unklar, und ein Monitoring erscheint auch aufgrund der wohl zu erwartenden Verschlechterung der Lebensraumsituation für den Zwergschnäpper notwendig (FRÜHAUF 2005) Bezüglich der kleinräumigen Lebensraumforderungen gibt es noch nennenswerte Wissenslücken.

77.1.11 Literatur

AMANN, G. & AMANN, R (1981): Brut des Zwergschnäppers im Walgau, Österreich. Orn. Beob. 78: 283-284.

ASCHENBRENNER, L. & PETERS, H. (1958): Über die Verbreitung des Zwergschnäppers (*Ficedula parva*) in der Umgebung Wiens und sein Vorkommen in Österreich. Egretta 1, 17-21.

BERG, H.-M.; ZELZ, S. & RÄUSCHL, G. (1995): Wachau - Jauerling. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 177-188.

BODENSTEIN, G. (1985): Über die Vogelwelt des Gurgltales, Nordtirol. Versuch einer qualitativen Bestandsaufnahme. Monticola 5, Sonderheft. 144 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

FELDNER, J. & RASS, P. (1999): Zwei neue Brutvogelarten für Kärnten: Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) und Zitronengirlitz (*Serinus citrinella*). Carinthia II. 189: 241-146.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

FUXA, H. (1991): Habit und Habitat des Kleinen Fliegenschnäppers, *Muscicapa parva*, besonderlich in den Waldungen des Lainzer Tiergartens bei Wien. Eigenverlag. Wien.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

MIESLINGER, N. (1992): Der Zwergschnäpper *Erythrosterna parva* im Naturschutzgebiet „Östliche Chiemgauer Alpen". Monticola Bd. 7: 19-20.

MÜLLER, S. (1970) Das Brutvorkommen des Zwergschnäppers bei Warnemünde 1964-1968. Falke 17: 76-82.

NADLER, K. (1995) Freiwald. Pp. 257-268. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt, Wien. 454 pp.

NÉMETH, C. (2000): A kis légykapó (*Ficedula parva*) élöhelyválasztása a Köszegi-hegységben. Ornis Hungarica 10: 79-85.

NIEDERWOLFSGRUBER, F. (1989): Ein Beitrag zur Avifauna des Raumes Kramsach-Brandenberg/Tirol. Monticola 6: 85-104.

POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thaytal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.

PRENN, F. (1929): Über das Vorkommen von Felsenschwalbe und Zwergfliegenfänger (*Riparia rupestris* (Scop.) u. *Muscicapa parva parva* Bechst.) in der Umgebung von Kufstein (Nordtirol). Orn. Mber. 37: 33-35.

SACHSLEHNER, L. (1992): Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (*Muscicapinae s. str.*) auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. Egretta 35: 121-153.

SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren bayerischen Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Heft 12. Grafenau. 188 pp.

SACHSLEHNER, L. & SCHMALZER, A. (1995): Mittleres Kamptal. In: DVORAK, M. & KARNER, E.: Important Bird Areas in Österreich. Monographien 71. Umweltbundesamt. Wien: 202-211.

SCHUBERT, W. (1973): Der Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) als Brutvogel des Bregenzer Waldes und des Tannheimer Gebirges/ Österreich. Monticola 3: 91-92.

STEINFATT, O. (1937): Beobachtungen über das Brutleben des Zwergfliegenschnäppers in der Rominter Heide. Orn. Mber. 45, 1-7.

TOMIALOJC, L. & WESOLOWSKI, T. (1994): Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemässigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark Bialowieza (Polen). Orn. Beob. 91: 73-110.

TJERNBERG, M. (1984) Mindre flugsnapparens *Ficedula parva* i Östra Svealand. Vår Fågelvärld 43: 275-282.

WEBER, H. (1958) Beobachtungen am Nest des Zwergschnäppers (*Muscicapa parva).* J. Orn. 99: 160-172.

WICHMANN, G. & FRANK, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel - Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel Studie i. Auftr. d. MA 22, Wien: 53.

ZUNA-KRATKY, T. (1990): Beobachtungen zur Brutzeit 1990. Vogelkundl. Nachr. Ostösterr. 4:21-26.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

77.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Zwergschnäpper ist in geeigneten Waldgebieten Österreichs ein lokal verbreiteter Brutvogel. Da sein Lebensraum aber mehr oder weniger flächig ausgebildet ist, können diskrete Vorkommen fast nie von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet. Der Zwergschnäpper bevorzugt durch Verjüngung oder Auflockerungen strukturierte Altholzbestände mit geringer forstwirtschaftlicher Nutzung. Diese Bestände sollten einen hohen Totholzanteil aufweisen.

77.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

77.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	**A**	**B**	**C**
Anteil Buche oder Hainbuche (in %)[58]	> 80	20-80	< 20
Bestandsalter[59]	Bestände mit einem Alter von > 150 Jahren nehmen mehr als 50 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 150 Jahren nehmen 25-50 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 150 Jahren nehmen weniger als 25 % der Waldfläche ein
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte	Siedlungsdichte (Reviere/ km²) > 3,0	Siedlungsdichte (Reviere/ km²) 0,3-3,0	Siedlungsdichte (Reviere/ km²) < 0,3

77.3 Bewertungsanleitung

77.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

77.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: mindestens drei Indikatoren „A“, keiner „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: Zwei Indikatoren „C“, keiner „A“

[58] In Österreich besiedelt der Zwergschnäpper bevorzugt Laubwälder insbesondere buchen- oder hainbuchendominierte Bestände. In reinen Nadelwälder ist er nur ausnahmsweise zu finden (DVORAK et al. 1993).

[59] nach WICHMANN & FRANK (2003)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

78 A321 *FICEDULA ALBICOLLIS*

78.1 Schutzobjektsteckbrief

78.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Halsbandschnäpper

Englisch: Collared Flycatcher, Französisch: Gobemouche á collier , Italienisch: Balia dal collare, Spanisch: Papamoscas collarino.

78.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Muscicapidae – Eigentliche Fliegenschnäpper

Merkmale: Schnäpper sind kleine Singvögel mit kurzen Beinen und kräftigem, spitzen Schnabel. Sie sitzen meist unbeweglich auf einem Zweig und führen von diesem Ansitz kurze Stoßflüge aus, um Insekten zu fangen. Das Halsbandschnäppermännchen ist schwarz-weiß gezeichnet und kann nur mit dem Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* verwechselt werden. Artkennzeichnend (Name!) ist das breite, weiße Halsband. Weitere Unterschiede zum Trauerschnäpper sind ein großer weißer Fleck auf der Stirn und auf dem Hinterrücken. Ein wichtiges Merkmal ist auch der weißer Fleck auf den Handschwingenbasen, der eine größere Ausdehnung besitzt als beim Trauerschnäpper. Zur Unterscheidung der Weibchen von Halsband- und Trauerschnäpper eignet sich dieser weiße Fleck auf den Handschwingenbasen am besten.

78.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Männchen sind, sobald sie eine Höhle gefunden haben, territorial (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Polyterritorialität (mehrere Reviere werden besetzt) kann aber vorkommen. Je nach Alter des Männchens leben diese monogam oder auch polygyn (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Fortpflanzung: Halsbandschnäpper brüten ausschließlich in Höhlen, wobei sich die Wahl des Brutbaumes nur teilweise nach dem Angebot richtet. So konnte im Lainzer Tiergarten bei 96 Nestern eine Bevorzugung der Rotbuche festgestellt werden (SACHSLEHNER 1995). Hainbuchen und Zerreichen wurden hingegen seltener als es dem Angebot entsprach genutzt. Alle Baumarten (mit Ausnahme der Hainbuche) wurden im Lainzer Tiergarten jedoch entsprechend ihrem Höhlenreichtum genutzt. Im Urwald von Bialowieza in Ostpolen fanden sich im Erlen-Eschen-Sumpfwald von 65 Nestern 69,2 % in Erlen *Alnus sp.* und 24,6 % in Eschen *Fraxinus excelsior*, im Eichen-Hainbuchenwald (255 Nester) hingegen wurde die Hainbuche *Carpinus betulus* mit 85,1 % allen anderen Baumarten vorgezogen. Fichten, die in beiden Beständen rund ein Viertel aller Bäume stellen, wurden weitgehend gemieden (WESOLOWSKI 1989). Halsbandschnäpper bevorzugen höher am Stamm gelegene Höhlen: Im Lainzer Tiergarten lagen die Bruthöhlen zwischen 1,7 und 16 m hoch (Median 7,9 m); Bruten in tiefer als 7,9 m gelegenen Höhlen wurden dabei mehr als doppelt so häufig ausgeraubt als höher gelegene (SACHSLEHNER 1995). Nester im Nationalpark von Bialowieza lagen im Mittel in Eschen-Erlen-Beständen sogar deutlich höher (12 m), in Eichen-Hainbuchenwäldern allerdings nur bei 7,5 m (WESOLOWSKI 1989). In Graubünden (Schweiz), wo die Art in Kastanienhainen brütet, lagen die Nester (n=26) in Höhen zwischen drei und 23 m, im Mittel auf 12,7 m (MAURIZIO 1987). Sowohl in Österreich als auch in Ostpolen lag ungefähr die Hälfte der Bruthöhlen in abgestorbenen Bäumen (44,7 % in Bialowieza, 56,3 % im Lainzer Tiergarten); zumindest in letzterem Gebiet lagen alle übrigen Höhlen in morschen Ästen oder zumindest in kränklichen oder sehr kranken Bäumen (WESOLOWSKI 1989, SACHSLEHNER 1995). Die Herkunft der Brut-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

höhlen dürfte von der Spechtdichte und dem allgemeinen Totholzangebot abhängen, im Lainzer Tiergarten entfielen auf Spechthöhlen rund 80 % der Nester, auf ausgefaulte Astlöcher hingegen nur 16 % (SACHSLEHNER 1995); in Ostpolen hingegen lag das Verhältnis genau umgekehrt mit 73,8 % in „natürlichen" Höhlen und 26,2 % in Spechthöhlen (WESOLOWSKI 1989).

Die Gelegegröße des Halsbandschnäppers liegt in der Regel bei vier bis sieben Eiern, die Mittelwerte für größere Stichproben lagen beispielsweise in Süddeutschland (n=645) bei 5,8 (LÖHRL 1957), in Mittel- und Südmähren (n=189) bei 5,67 (BALÁT 1971), in Mittelmähren (n=624) bei 5,75 (KRÁL 1990) und in der Nähe von Budapest/Ungarn (n=1.020) bei 6,0 Eiern (TÖRÖK & TÓTH 1990). Erstbruten sind in der Regel größer als Nachgelege, so ergab sich z. B. in Mähren ein Verhältnis von 6,16 bzw. 4,77 (KRÁL 1990). Bei Budapest wurden starke jährliche Schwankungen der Gelegegröße festgestellt, minimal lag sie bei 5,4 und maximal bei 6,3 (TÖRÖK & TOTH 1990). Auch ŠEVCÍK et al. (1996), die 14 Jahre lang eine Halsbandschnäpperpopulation in den Auwäldern bei Ostrava (Tschechien) studiert haben, reihen sich mit 2-9 Eiern/Gelege (im Mittel 5,88) gut in das Bild ein. Halsbandschnäpper brüten nur einmal im Jahr, Ersatzbruten sind allerdings nachgewiesen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Nahrung und Nahrungssuche: Die Nahrung des Halsbandschnäppers besteht aus Insekten und Spinnen, wobei die Zusammensetzung stark vom Angebot abhängig ist; hauptsächlich werden optisch auffällige und aktive Formen erbeutet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Untersuchungen der Nestlingsnahrung in sechs Gebieten der Tschechei und Ungarns (zusammengestellt in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) ergeben bezüglich der Zusammensetzung unterschiedliche Ergebnisse: Spinnen *Araneae* (7,3-27,7%), Wanzen *Heteroptera* (6,3-23,9 %), Schmetterlinge *Lepidoptera* (9,1-32,7 %), Zweiflügler *Diptera* (4,1-42,8 %) und Käfer *Coleoptera* (1,8-26,6 %) dominieren zumeist, während in Einzelfällen auch Köcherfliegen *Trichoptera* (bis zu 22 %), Hautflügler *Hymenoptera* (bis zu 12,7 %), Pflanzensauger *Homopteren* (bis zu 10,2 %), Asseln *Isopoda* (bis zu 7,3 %) und Schnabelfliegen *Mecoptera* (bis zu 6,3 %) eine gewisse Rolle spielen können. Insgesamt ist die Nahrung des Halsbandschnäppers vielfältiger als die vieler anderer höhlenbrütender Insektenfresser.

Die Nahrung wird durch Flugjagden von aus Warten erbeutet, wobei die Beutetiere entweder von der Vegetation (Stämme, Äste) abgeklaubt oder am Boden aufgelesen werden. Letzteres kommt in Wäldern kaum vor, ist hingegen in offenen Streuobstwiesen häufig und wird an Schlechtwettertagen zur ausschließlichen Form des Nahrungserwerbs (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

78.1.4 Autökologie

Lebensraum: Halsbandschnäpper brüten in Mitteleuropa in älteren Laubwäldern, wobei sowohl totholzreiche, mehrstufig strukturierte Bestände als auch monotone Hallenwälder besiedelt werden. In vielen klimatisch begünstigten Gegenden West- und Mitteleuropas dringt die Art auch in parkartige Baumbestände, Obstgärten und Streuobstwiesen vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In Mitteleuropa brütet der Halsbandschnäpper ausschließlich in den Niederungen und im Hügelland und besiedelt hier vorwiegend Buchen-, Eichen- und Eichen-Hainbuchenwälder, Auwälder sowie buchen- und/oder eichenreiche Laubmischwälder; nur in Bereichen mit sehr guten Beständen brüten einzelne Paare auch in suboptimalen Biotopen wie Kiefernwäldern oder Mischwäldern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Kontinentale Klimabedingungen dürften dabei von dieser südlichen Art bevorzugt werden, da Teile Polens und des östlichen Deutschlands, die an und für sich großflächig geeignete Habitate bieten würden, unbesiedelt sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Im Nordosten des Verbreitungsgebiets (Ostpolen und Russland) werden dichte geschlossene Wälder, wie frische Ulmen-Eschen-Wälder, lindenreiche Eichen-Hainbuchenwälder und Buchenwälder mit Weißtannen bevorzugt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Ausschlaggebend für eine Besiedlung ist in erster Linie ein ausreichendes Höhlenangebot (GUSTAFSSON 1988, SACHSLEHNER 1995). Im Lainzer Tiergarten in Wien wiesen Reviere des Halsbandschnäppers signifikant mehr Höhlen (5,5 gegenüber 1) und mehr Totholz auf als Zufallspunkte (SACHSLEHNER 1995). In Urwäldern dagegen dürften Höhlen keinen limitierenden Faktor darstellen (WALANKIEWICZ 1991, WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1995, WALANKIEWICZ 2002a). Durch künstliche Nisthilfen kann insbesondere in forstlich stark genutzten Wäldern die Dichte wesentlich gesteigert werden (GUSTAFSSON 1988, CREUTZ 1970). CREUTZ (1970) betont die Bedeutung von Nisthilfen beim Ausbreitungsvorgang. Andererseits können solche Kunsthöhlen zu ökologischen Fallen werden, falls sich Räuber auf diese einstellen (HAGVAR et al. 1990, CZESZCZEWIK et al. 1999, WALANKIEWICZ 2002a).

Eine andere essentielle Habitatausstattung stellt insbesondere in forstwirtschaftlich genutzten Gebieten das Totholzangebot dar. So fand SACHSLEHNER (1995) im Lainzer Tiergarten ein Höheres Angebot an stehendem und teilweise auch liegendem Totholz in Halsbandschnäpperrevieren als außerhalb. Totholzreiche Wälder werden nicht nur wegen eines erhöhten Höhlenangebots aufgesucht, sondern auch aufgrund einer höheren Anzahl an toten Zweigen oder Ästen, die zur Nahrungssuche und als Singwarte genutzt werden. Diese bilden Lückenräume in und unterhalb der Baumkrone aus, die einerseits optimale Möglichkeiten zur Wartenjagd bieten und andererseits die Sicht- und Hörbarkeit zur Balzzeit des Männchens erhöhen (SACHSLEHNER 1993).

78.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Der Bruterfolg kann zwischen den Jahren, aber auch zwischen verschiedenen Gebieten in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen, dem Raubdruck, dem Insektenangebot und der Gelegegröße sehr unterschiedlich ausfallen: Bei Stuttgart/Baden-Württemberg lag der Gesamtbruterfolg in sieben Jahren im Schnitt bei 77 % mit durchschnittlich 4,5 Jungvögeln pro Gelege; in schlechten Jahren erreichte der Gesamtbruterfolg hier nur 47 %, die Zahl der flüggen Jungvögel schwankte ebenfalls zwischen 2,9 und 5,5/Paar (LÖHRL 1957). In Mittelmähren lag die durchschnittliche Zahl der ausfliegenden Jungvögel bei nur 2,7 pro Gelege (Gesamtbruterfolg 47,2 %), hier wurden sogar noch stärkere jährliche Schwankungen (1,1-5,7 flügge Jungvögel/Brutpaar) festgestellt (KRÁL 1982). Im Bialowieza Nationalpark (Nordostpolen) variierte der Bruterfolg zwischen den Jahren nur in einem geringen Ausmaß. Es flogen im Zeitraum 1993-1999 4,2-5,5 Jungvögel pro Gelege aus (MITRUS 2003). Wie oben erwähnt wirken verschiedene Faktoren auf den Bruterfolg ein, wobei der Einfluss von Gebiet zu Gebiet stark unterschiedlich sein kann. Konkurrenz um die Bruthöhle kann vor allem in menschlich beeinflussten Wäldern den Bruterfolg reduzieren (GUSTAFSSON & NILSSON 1984). Kohl- *Parus major* und Blaumeise *P. caeruleus* werden als Konkurrenten am häufigsten genannt (GUSTAFSSON & NILSSON 1984, GUSTAFSSON 1988, MERILÄ & WIGGINS 1995), wobei MERILÄ & WIGGINS (1995) sogar direkte Mortalität durch interspezifische Konkurrenz mit Kohl- und Blaumeise nachgewiesen haben. Keinen Einfluss auf den Bruterfolg durch Konkurrenz mit Kohl- und Blaumeise stellten TÖRÖK & TÓTH (1988) fest, wobei sie direkte Tötung nicht untersuchten. Nach WALANKIEWICZ & MITRUS (1997) ist inter- und intraspezifische Konkurrenz in Westeuropa die Folge einer übernatürlichen hohen Dichte von Halsbandschnäppern in Gebieten mit einem großen Angebot an Nisthilfen und einer stark reduzierte Räuberdichte. In natürlichen Verhältnissen, wie es z. B. der Bialowieza Nationalpark (Nordostpolen) darstellt, ist die Räuberdichte entscheidend (WALANKIEWICZ 2002a, MITRUS 2003). Auch in der Ostrava Region (Tschechien) erwies sich die Räuberdichte als den Bruterfolg stark beeinflussender Faktor (ŠEVCÍK et al. 1996). 64 % aller Ausfälle bei Jungvögeln waren durch Räuber – hauptsächlich Baummarder *Martes martes* – bedingt. Nach WALANKIEWICZ (2002b) sind die häufigsten Nesträuber Spechte (vor allem Buntspecht *Picoides major*) gefolgt von verschiedenen Kleinsäuger z. B. Mäuse *Apodemus sp.* und Musteliden wie Baummarder *Martes martes*.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Entgegen WALANKIEWICZ (2002b) ist nach JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKA (1998) der Bruterfolg vom Futterangebot abhängig. TÖRÖK & TÓTH (1988) finden keinen direkten Zusammenhang zwischen Bruterfolg und Futterangebot, wogegen die Größe des Geleges aber sehr wohl durch die Schmetterlingsdichte bestimmt wird. In Südschweden führte bei ausreichendem Höhlenangebot eine erhöhte intraspezifische Konkurrenz um Futter zu einer Verringerung der Populationsdichte (GUSTAFSSON 1987 & 1988). Indirekt wirkt sich auch die Temperatur auf den Bruterfolg aus. So stellten verschiedene Autoren in Jahren mit tiefen Temperaturen einen verspäteten Legebeginn fest (GLOWACINSKI 1973, ŠEVCÍK et al. 1996, LÖHRL 1957). Gleichzeitig nimmt die Gelegegröße im Laufe der Saison ab (ŠEVCÍK et al. 1996), wodurch der Bruterfolg verringert wird (MITRUS 2003). Weiters kann durch ausdauernden Regen zur Nestlingszeit die Konkurrenz um Futter in Gebieten mit hohen Halsbandschnäpperdichten deutlich erhöht werden, wodurch der Bruterfolg ebenfalls verringert wird (TÖRÖK & TÓTH 1988). Einen weiteren Aspekt stellte die Qualität der Nisthöhle dar. So wiesen GUSTAFSSON & NILSSON (1984) nach, dass kleinere Nisthöhlen zu geringeren Gelegegrößen und einem schlechteren Bruterfolg führen. Ein Zusammenhang mit erhöhter Predation durch leichtere Erreichbarkeit der Gelege wie beim Trauerschnäpper konnten sie nicht feststellen.

Das bisher festgestellte Höchstalter liegt bei 7-8 Jahren (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Nach LÖHRL (1957) sind im Mittel 37 % der Männchen einjährig. Insgesamt rechnet er mit einer jährlichen Überlebensrate der Altvögel von 40-50 %.

In geeigneten naturnahen Wäldern oder Urwäldern zählt der Halsbandschnäpper zu den dominanten Arten der Vogelgemeinschaft (GLOWACINSKI 1975, TOMIALOJC et al. 1984, PYKAL 1991, TOMIALOJC & WESOLOWSKI 1994). So erreicht die Art im Urwald von Bialowieza auf 24-33 ha großen Probeflächen Dichten bis zu 6,9 Brutpaaren/10 ha. Die dichtesten Bestände finden sich mit 4,6-6,9 Brutpaaren/10 ha in lindenreichen Eichen-Hainbuchenwäldern. In Auwäldern liegen die Dichten mit 3,0-6,4 Brutpaaren/10 ha nur geringfügig darunter. Nadelwälder eignen sich hier kaum und erreichen Dichten von nur 0-0,4 Brutpaaren/10 ha (TOMIALOJC u.a. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Im Lainzer Tiergarten erreicht der Halsbandschnäpper auf Probeflächen von 5,2-37,2 ha Dichten von 3,1-6,4 Brutpaaren/10 ha. Ähnliche Werte weisen Untersuchungen in österreichischen Augebieten auf. So fanden STEINER & WINDING (1988) 1,6-7,3 Reviere/10 ha bzw. KOLLAR & SEITER (1989) 1,2-5,8 Reviere/10 ha in den Donau-Auen östlich von Wien. Großflächige Untersuchungen fehlen meist. In Wien wurde die gesamte Waldfläche mittels Punkttaxierung erfasst (ABÖ). In Eichenwäldern wurden Dichten von 2,5-4,8 Revieren/10 ha, in Buchenwäldern 1,3-3,9 Reviere/10 ha und im Auwald der Lobau 0,9-2,2 Reviere/10 ha festgestellt. Siedlungsdichten sind aus verschiedenen Gründen schwer vergleichbar. So verteidigen Männchen ein Revier um eine oder mehrere potentielle Nisthöhlen, wobei sich das ursprünglich verteidigte Territorium allmählich verkleinern kann und im Extremfall auf die Bruthöhle und einige wenige umgebende Bäume beschränkt bleibt; Halsbandschnäpper-Männchen können polyterritorial sein, das heißt zwei oder mehr, auseinanderliegende Reviere besetzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Weiters können Nisthilfen die Dichten explosionsartig vergrößern (GUSTAFSSON 1988, CREUTZ 1970).

Der Halsbandschnäpper weist eine geringe Reviertreue auf, obwohl sich viele Individuen in unmittelbarer Nähe zum Geburtsplatz oder letztem Nistplatz ansiedeln (LÖHRL 1957, PÄRT & GUSTAFSSON 1989, KRÁL BZW. KRÁL & BICÍK 1990 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). So wählten in Südschweden acht Prozent der Männchen und 1,5 % der Weibchen denselben Nistkasten in aufeinanderfolgenden Jahren aus (PÄRT & GUSTAFSSON 1989). Insgesamt wirken sich Ansiedlungen in nächster Nähe auf den Bruterfolg einjähriger Individuen positiv aus (PÄRT 1990 & 1991). Für die Brutortstreue bzw. Neuansiedlung spielen die individuellen Erfahrungswerte aus vorigen Bruten eine entscheidende Rolle, wobei zweijährige deutlich stärker auf die Erfahrungswerte aus dem vorigen Jahr reagieren als mehrjährige Individuen (PÄRT & GUSTAFSSON 1989). Bei Weibchen hängt die Abwanderungsentfernung vom vorjährigen Bruterfolg ab, bei Männchen sind interspezifische Konkurrenz um Bruthöhlen,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Verpaarungserfolg, Entfernung vom Geburtsort und Totalverlust der Brut entscheidend (PÄRT & GUSTAFSSON 1989).

Wanderungen: Der Halsbandschnäpper ist ein Transsaharazieher, dessen tatsächliches Winterquartier noch immer unbekannt ist. Das Überwinterungsgebiet dürfte aber grob skizziert südlich des Äquators liegen (SNOW & PERRINS 1998). Es gibt einige Nachweise von Nigeria über Tschad bis in den Sudan und Zaire (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Alle diese Funde stammen aber aus dem September oder Oktober. Einige wenige Winternachweise (Dezember bis Februar) sind von Senegal bis Nigeria und Ostzaire vorhanden. Leider wird der Halsbandschnäpper meist nicht vom Halbringschnäpper *F. semitorquata* auseinandergehalten, wodurch es zu einer Vermischung der Nachweise dieser beiden Arten kommt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Einen ersten Fund eines beringten Halsbandschnäppers gibt es aus dem Jahr 1998 in Solwezi/Zambia (GUBI & SCHLENKER 2001).

Das eigentliche Brutgebiet kann schon nach Flüggewerden der Jungen Ende Juni/Anfang Juli verlassen werden (LÖHRL 1959, MAURIZIO 1987). Der Weg- und Durchzug erfolgt aber hauptsächlich im August (SNOW & PERRINS 1998). Die Brutgebiete werden Mitte April bis Mitte Mai wieder besetzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, SNOW & PERRINS 1998).

78.1.6 Verbreitung und Bestand

Global und Europa: Der Halsbandschnäpper zählt zu den wenigen Vogelarten, deren Verbreitungsgebiet zur Gänze auf Europa beschränkt ist. Sein ausschließlich auf Laubwälder beschränktes Areal reicht vom nordöstlichen Frankreich über Süddeutschland und Österreich östlich bis fast zum Ural (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Die Südgrenze verläuft in der Steiermark und Slowenien, schwenkt dann am Balkan kurz nach Süden (mit Teilen Kroatiens, Bosniens und des Kosovos) und zieht sich dann durch Rumänien, die südliche Ukraine und Südrussland. Im Süden liegen isolierte Brutgebiete in der südlichen Schweiz, den italienischen Alpen, dem Piemont und Ligurien sowie im zentralen und südlichen Apennin, im Norden brütet der Halsbandschnäpper weit abseits vom übrigen Areal auf den schwedischen Inseln Gotland und Öland (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Der europäische Bestand und somit der weltweite liegt bei 350.000-820.000 Brutpaaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand des Halsbandschnäppers in der Europäischen Union wird auf 23.500-42.000 Brutpaare geschätzt. Österreich beherbergt einen wesentlichen Teil dieses Bestandes (Tab. 1).

Tabelle: Brutbestand des Halsbandschnäppers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	9.000-18.000	1998-2002
Frankreich	5.000-10.000	1996
Deutschland	4.000-5.000	1996
Italien	1.000-3.000	1988-1997
Schweden	4.600-5.700	1990

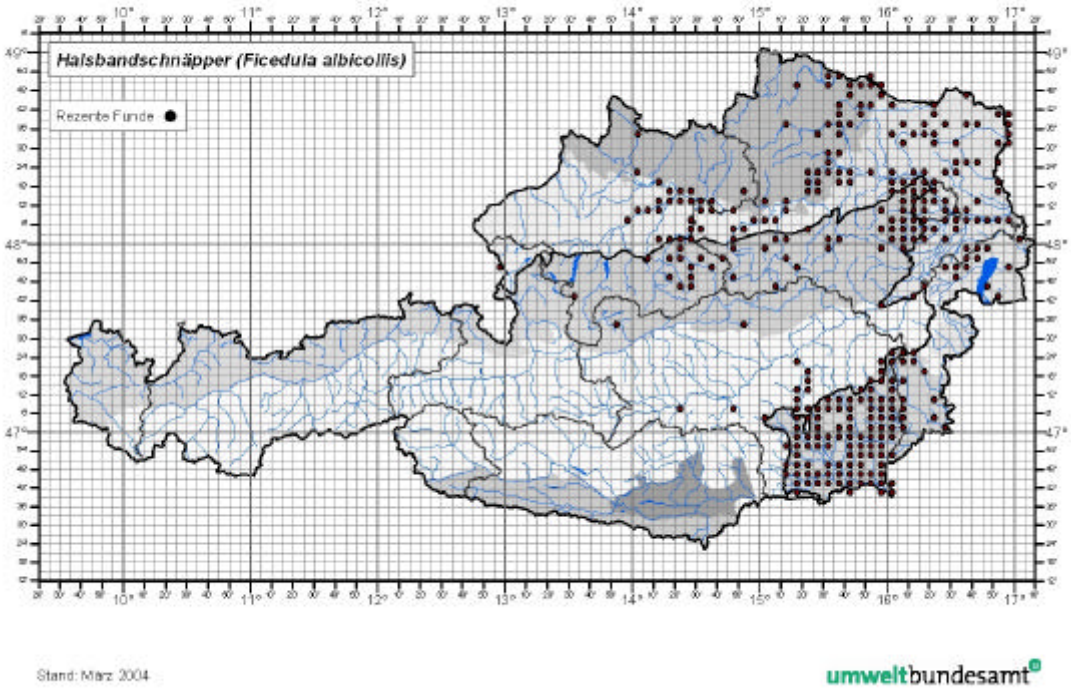
Österreich/Verbreitung: Das österreichische Verbreitungsgebiet der Art beschränkt sich fast ausschließlich auf die Niederungen und Hügelgebiete im Osten und Südosten, die der Halsbandschnäpper in zwei Teilarealen besiedelt. Der Großteil des Bestandes brütet in Höhenlagen unterhalb von 400 m, seltener auch bis 600 m. Speziell in den Randlagen brüten in man-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

chen Jahren einzelne Paare auch abseits des üblichen Verbreitungsgebietes in Alpentälern und Höhen von bis zu 720 m (DVORAK et al. 1993). Der Bestand Österreichs wird auf 9.000-18.000 Brutpaare geschätzt, wobei Niederösterreich mit 6.000-11.500 Brutpaaren den größten Bestand beherbergt (BIRDLIFE ÖSTERREICH unpubl.).

Österreich/Brutvorkommen: *Wien:* Halsbandschnäpper besiedeln weite Teile des Wienerwaldes und in der Lobau (WICHMANN & DVORAK 2003). Umfangreiche Siedlungsdichte-Untersuchungen wurden im Lainzer Tiergarten durchgeführt: In acht Probeflächen in älteren Laubmischwäldern (vorwiegend Buchen-Traubeneichenwald) wurden hier in drei Untersuchungsjahren mittlere Dichten zwischen 3,1 und 6,4 Brutpaaren/10 ha festgestellt. Auf der größten, 37,3 ha umfassenden Fläche brüteten 1988 10, 1989 24 und 1990 20 Paare (SACHSLEHNER 1992). Eine kürzlich durchgeführte Studie im Auftrag der Stadt Wien (MA 22), die die gesamte Waldfläche mittels Punkttaxierung erfasste ergab in Eichenwäldern Dichten von 2,5-4,8 Revieren/10 ha, in Buchenwäldern 1,3-3,9 Reviere/10 ha und im Auwald der Lobau 0,9-2,2 Reviere/10 ha (ABÖ). *Niederösterreich*: Die Art brütet verbreitet in den tiefergelegenen Laubwäldern des Ostens und Nordens sowie im Alpenvorland. Verbreitungsschwerpunkte bilden der Wienerwald, die Auwälder an Donau und March, das Leithagebirge sowie die größeren Laubwälder im Weinviertel und das Voralpenland, wo die Art verbreitet in kleineren Wäldchen und Streuobstwiesen vorkommt. Im Waldviertel bleibt der Halsbandschnäpper ähnlich wie der Zwergschnäpper weitgehend auf die Laubwälder in den Hanglagen der Flusstäler beschränkt. Zahlreiche Dichteangaben liegen aus den Auwäldern vor: An der oberen March wurden für den „Fürstenwald“ bei Drösing auf 8,5 km² 50-60 Brutpaare geschätzt, kleinräumig werden bis zu vier Reviere auf 15 ha erreicht (ZUNA-KRATKY & FRÜHAUF 1996), an der Donau bei Hainburg wurden auf 13 Probeflächen (4,1-16,5 ha) Dichten zwischen 1,6 und 7,3 Paaren/10 ha festgestellt, auf den drei größeren Untersuchungsflächen wurden fünf Paare auf 16,5 ha, drei Paare auf 10,3 ha und zwei Paare auf 11 ha gezählt (WINDING & STEINER 1988). An der Donau bei Eckartsau fand sich der Halsbandschnäpper auf 12 von 19 Probeflächen mit Dichten zwischen 1,2 und 5,8 Brutpaaren/10 ha. Auf den größeren Flächen wurden hier drei Paare auf 23,9 ha, vier Paare auf 22 ha, zwei Paare auf 11,3 ha und drei Paare auf 10,1 ha gezählt (KOLLAR & SEITTER 1989). Auf größeren Auwaldflächen brüteten bei Stockerau 40-67 Brutpaare auf 5,2 km² (STRAKA 1989). In den Thaya-Auen kommt der Halsbandschnäpper großflächig mit einer Dichte von 0,6-0,68 Revieren/10 ha vor (POLLHEIMER 2001). *Burgenland*: Der Halsbandschnäpper brütet verbreitet im Leithagebirge sowie lokal auch im südlichen Burgenland. Vorkommen in den Wäldern des Mittelburgenlandes wären zwar zu erwarten, doch fehlen diesbezügliche Meldungen seit 1981 (ABÖ). *Steiermark*: Der Halsbandschnäpper ist hier fast ausschließlich in den collinen Hügelstufen im Süden und Osten des Landes zu finden mit den bedeutendsten Vorkommen in den Auwaldgebieten der unteren Mur (SACKL & SAMWALD 1997). In der Oststeiermark brüteten in einem mit zahlreichen Nisthilfen ausgestatteten, 4,8 km² großen Untersuchungsgebiet im Schnitt 52 Paare, alle in künstlichen Bruthöhlen (PACHER & PACHER 1986). In der Weststeiermark wurden in einer sechs Hektar großen Mischwaldfläche drei Paare gezählt (LANDMANN et al. 1990). Weitere Dichten ohne Angabe der Gebietsgröße liegen bei 9,7 Revieren/10 ha bzw. 29,6 Revieren/10 ha (STANI bzw. BRANDNER in SACKL & SAMWALD 1997). *Oberösterreich*: Der Halsbandschnäpper trat in Oberösterreich erstmals in den 1920er Jahren in Raum Steyr als Brutvogel auf (STEINPARZ 1955). Derzeit verläuft die westliche Arealgrenze vom Großraum Linz, dem Steyr- und Ennstal folgend bis ins Reichraminger Hintergebirge (BRADER & AUBRECHT 2003).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



78.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 4, Rote Liste Österreich: NT (near threatened/potentiell gefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang II, Bonner Konvention: Anhang II

Entwicklungstendenzen: Leichte Rückgänge finden offenbar in verschiedenen Teilen Österreichs statt. Aufgrund des – #emissionsbedingten – bevorstehenden Zusammenbruchs vieler Eichenwälder, der damit einhergehenden Aufgabe der Mittelwaldbewirtschaftung, der zunehmenden Verkürzung der Umtriebszeiten und der Aufgabe der traditionellen Streuobstbewirtschaftung bestehen eindeutige negative Szenarien für die Zukunft (FRÜHAUF 2004 i. Dr.). Ein gutes Beispiel stellen die Untersuchungen von SACHSLEHNER (1992) dar. So sinkt die Siedlungsdichte des Halsbandschnäppers im Lainzer Tiergarten nach Durchforstungsmaßnahmen drastisch, in besonders gut „gepflegten" Beständen verschwindet die Art sogar. Auch wenn diesbezügliche Zähldaten fehlen, ist anzunehmen, dass der österreichische Bestand in den letzten Jahrzehnten allein durch diese Waldpflegemaßnahmen Einbußen hinnehmen musste.

Gefährdungsursachen: Wie die meisten Höhlenbrüter leidet der Halsbandschnäpper an der Intensivierung der Forstwirtschaft (SACHSLEHNER 1992, BRADER & AUBRECHT 2003, FRÜHAUF 2004 i. Dr.). Abgestorbene, tote Baumstämme und Baumstümpfe bilden die bevorzugten Nistplätze des Halsbandschnäppers, werden jedoch im Rahmen von Durchforstungen oftmals umgeschnitten und gehen dann für alle höhlenbrütenden Vogelarten als Brutplatz verloren. Solcherart „gründlich" durchforstete Bestände bieten der Art unter Umständen überhaupt keine Brutmöglichkeiten mehr (SACHSLEHNER 1992). Das Waldsterben bringt daher zuerst einmal ein höheres Angebot an stehendem Totholz, dieser erhöhte Totholzreichtum führt aber im nächsten Schritt zu verstärkten Durchforstungsmaßnahmen seitens der Forstwirtschaft und gefährdet damit sekundäre Höhlenbrüter wie den Halsbandschnäpper. Besonders in den stark

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

emissionsgeschädigten Eichenwäldern ist mit der laufenden Aufgabe der Eichenbewirtschaftung, insbesondere der arbeitsintensiven Mittelwaldwirtschaft, ein negatives Szenario gegeben. Einen weiteren Gefährdungsfaktor stellt sicherlich auch die Verkürzung von Umtriebszeiten dar, der besonders die älteren, mehr als 100 Jahre alten und vom Halsbandschnäpper bevorzugten Bestände zu Opfer fallen (vgl. SACHSLEHNER 1992 & 1995, FRÜHAUF 2004 i. Dr.). Weiters stellt der Verlust der traditionellen Streuobstbewirtschaftung einen maßgeblichen Gefährdungsfaktor dar (BRADER & AUBRECHT 2003, FRÜHAUF 2004 i. Dr.).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Aus dem oben gesagten ergibt sich, dass stehendes Totholz zumindest in bestimmten Waldteilen nicht entfernt werden sollte. Altholzbestände sollten an Fläche nicht reduziert werden, sondern im Gegenteil größere Flächen einnehmen. Maßnahmen zur Förderung der traditionellen Mittelwaldbewirtschaftung, sind umsetzbar durch das EU-kofinanzierte österreichische Programm für die ländliche Entwicklung. Weder einheimische noch ausländische Nadelhölzer sollten in Laubholzstandorte eingebracht werden. In Streuobstwiesengebieten müssen alte, höhlentragenden Bäume erhalten bleiben, gleichzeitig muss eine Einschränkung des Pestizideinsatzes sowie eine Extensivierung der Wiesenbewirtschaftung erfolgen. Nisthilfen können lokal zu starken Bestandszunahmen führen (BAUER & BERTHOLD 1996). Auch die Verringerung der Emissionen zur Rettung der Eichenwälder stellt eine notwendige Maßnahme dar (FRÜHAUF 2005).

78.1.8 Verantwortung

Entgegen der Einstufung in FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Halsbandschnäppers stark verantwortlich, da mehr als zwei Prozent des europäischen (und auch Weltbestandes) dieser Anhang I-Art in Österreich brüten.

78.1.9 Kartierung

Zur groben Erfassung des Halsbandschnäppers ist die Revierkartierungsmethode geeignet (vgl. BIBBY et al. 1995). Nach WALANKIEWICZ et al. (1997) kommt es zu einer Unterschätzung des Bestands um im Mittel 33 %. Dies ist u.a. auf die kurze Gesangszeit zurückzuführen, die bei sofortiger Verpaarung nur 2-3 Tage lang sein kann. Dementsprechend sollte die Kartierung gleich nach der Ankunft Ende April bzw. Anfang Mai beginnen. Aufgrund der beschriebenen kurzen Gesangsperiode und der oft geklumpten Verteilung ist eine Erfassung der Bruthöhlen unerlässlich, um den Gesamtbestand zu erhalten (WALANKIEWICZ et al. 1997). Zusätzlich sind Daten zum Bruterfolg unerlässlich, um genaue Aussagen über den Status dieser Art in einem Gebiet zu treffen. Zwei Perioden zur Brutzeit eignen sich zum Suchen der Höhlen am besten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, WALANKIEWICZ et al. 1997). Einerseits ist dies die Ankunftszeit, zu der die Männchen vor den Höhlen sitzen und singen, und andererseits ist dies das Ende der Brutzeit, zu der die Nestlinge intensiv gefüttert werden.

78.1.10 Wissenslücken

Großflächig unbekannt ist die Bestandsentwicklung dieser Art in Österreich. Es gibt aber Hinweise auf negative Bestandsentwicklungen aus verschiedenen Gebieten (FRÜHAUF 2004, i Dr.). Aufgrund der Konzentration auf Ostösterreich, der meist geklumpten Verteilung und der kurzen Gesangszeit, ist eine Beurteilung im Rahmen des Monitorings der Brutvögel Österreichs nur bedingt möglich (vgl. TEUFELBAUER & DVORAK 2002), wodurch ein artspezifisches Monitoring notwendig ist. Gefährdungsursachen und populationslimitierende Faktoren sind von Gebiet zu Gebiet unterschiedlich (vgl. WALANKIEWICZ & MITRUS 1997, WALANKIEWICZ 2002A). Untersuchungen über Bruterfolg und die den Bruterfolg bestimmenden Faktoren (Bewirtschaftung, Höhlen- und Insektenangebot, Wetter, intraspezifische und interspezifische Konkurrenz, ...) fehlen noch weitgehend in Österreich. Für den Wienerwald finden sich Hinweise auf Gefährdungsursachen in SACHSLEHNER (1992 & 1993).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

78.1.11 Literatur

CZESZCZEWIK, D.; WALANKIEWICZ, W.; MITRUS, C. & NOWAKOWSKI, W.K. (1999): Nest-box data on the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* may lead to erroneous generalizations. Vogelwelt 120, Suppl.: 367-369.

CREUTZ, G. (1970): Dringt der Halsbandschnäpper nach Norden vor? Falke 17: 334-339.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLOWACINSKI, Z. (1973): Phenology and breeding success in a population of Collared Flycatcher, *Ficedula albicollis* (Temm.), in the Niepolomice Forest (Southern Poland). Ekologia Polska 21: 219-227.

GLOWACINSKI, Z. (1975): Bird of Niepolomice Forest: a faunistic-ecological study. Acta. Zool. Cracov. 20: 1-87.

GUBI, F. & SCHLENKER, R. (2001): Erster Winterquartierfund einer beringten Halsbandschnäppers (*Ficedula albicollis*). Vogelwarte 41: 81-82.

GUSTAFSSON, L. (1987): Interspecific competition lowers fitness in Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*: an experimental demonstration. Ecology 68: 291-296.

GUSTAFSSON, L. (1988): Inter- und intraspecific competition for nest holes in a population of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*. Ibis 130: 11-16.

GUSTAFSSON, L. & NILSSON, S.G. (1985): Clutch size and breeding success of Pied and Collared Flycatcher *Ficedula* spp. In nest-boxes of different sizes. Ibis 127: 380-385.

HAGVAR, S.; SORENSEN, O.J. & LUND, E. (1990): Nest density. Fauna Norvegica Seria C Cinclus 13: 33-41.

KOLLAR, H.P. & SEITER, M. (1989): Biotopstrukturen und Vogelfauna in den Donauauen östlich von Wien. Gutachten im Auftrag der Donaukraft AG, Leopoldsdorf. 43 pp.

KRÁL, M. (1982): Contribution to the nidobiology of *Ficedula albicollis* Temm. In the Nizký Jesenik Mts.. Zprávy MOS: 7-42 (in tschechisch).

LANDMANN, A.; GRÜLL, A.; SACKL, P. & RANNER, A. (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. Egretta 33: 11-50.

LÖHRL, H. (1957): Populationsökologische Untersuchungen beim Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*). Bonn. zool. Beitr. 8: 130-177.

LÖHRL, H. (1959): Zur Frage des Zeitpunktes einer Prägung auf die Heimatregion beim Halsbandschnäpper. J. Orn. 100: 132-140.

MAURIZIO, R. (1987): Beobachtungen am Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* im Bergell, Südostschweiz. Orn. Beob. 84: 207-217.

MERILÄ, J. & WIGGINS, D.A. (1995): Interspecific competition for nest holes causes adult mortality in the Collared Flycatcher. Condor 97: 445-450.

PACHER, H. & PACHER, A. (1986): Beringungsergebnisse bei Kontrollfängen des Halsbandschnäppers, *Ficedula albicollis* TEMMINCK, mit einigen Anmerkungen über andere Nistkastenbewohner (Aves und Mammalia). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 38: 35- 42.

PÄRT, T. (1990): Natal dispersal in the Collared Flycatcher: possible causes and reproductive consequences. Ornis Scand. 21: 83-88.

PÄRT, T. (1991): Philopatry pays: a comparison between Collared Flycatcher Sisters. Amer. Naturalist 138: 790-796.

POLLHEIMER, J. (2001): Ornithologische Erhebungen im Nationalpark Thaytal. Ber. i. Auftr. d. Nationalpark Thayatal GesmbH. BirdLife Österreich. Wien. 127 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

PYKAL, J. (1991): Ornithocenoses of various types of natural forest communities in hilly country of southwestern Bohemia. Panurus 3: 67-75.

SACHSLEHNER, L. (1993): Habitat und Brutfürsorge des Halsbandschnäppers (*Ficedula albicollis* T.) in einer Naturhöhlenpopulation. Diss., Univ. Wien.

SACHSLEHNER, L. (1995): Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald, Österreich. Vogelwelt 116: 245-254.

ŠEVCÍK, J. ;PAVELKA J. & MACECEK, M. (1996): Breeding bionomy of Collared Flycatchers (*Ficedula albicollis*) in floodplain forests in the Ostrava region. Sylvia 32: 29-39. (In Tschechisch mit engl. Zusammenfassung)

STEINER, H. M. & WINDING, N. (1988): Donaukraftwerk Hainburg/Deutsch-Altenburg. Untersuchungen der Standortfrage (Zoologischer Teil). 4. Vögel. In: WELAN, M. & WEDL, K. (Hrsg.): Der Streit um Hainburg in Verwaltungs- und Gerichtsakten. Gutachten. Bescheide. Erkenntnisse. Niederösterreich-Reihe, Band 5. Wien.

STEINPARZ, K. (1955): Der Halsbandfliegenschnäpper (*Muscicapa a. albicollis* Temm.) als Brutvogel in Oberösterreich. Mit einer Anmerkung von K. Bauer. Vogelkundl. Nachr. aus Österreich 5: 11-12.

STRAKA, U. (1989): Der ökologische Zustand des Stockerauer Augebietes. Gutachten im Auftrag der Stadtgemeinde Stockerau, Stockerau. 45 pp. und Anhang.

TOMIALOJC, L. & WESOLOWSKI, T. (1994): Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark Bialowieza (Polen). Orn. Beob. 91: 73-110.

TOMIALOJC, L.; WESOLOWSKI, T. & WALANKIEWICZ, W. (1984): Breeding bird community of a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). Acta Orn. 20: 241-310.

WALANKIEWICZ, W. (1991): Do secondary cavity-nesting bird suffer more from competition for cavities or from predation in a primeval deciduous forest? Natural. Areas J. 11: 203-212.

WALANKIEWICZ, W. (2002a): Nest predation as a limiting factor to the breeding population size of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in the Bialowieza National Park (NE Poland). Acta Orn. 37: 91-106.

WALANKIEWICZ, W. (2002b): Breeding losses in the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* caused by nest predators in the Bialowieza National Park (Poland). Acta Orn. 37: 21-26.

WALANKIEWICZ, W.; CZESZCZEWIK, D.; MITRUS, C. & SZYMURA, A. (1997): How the territory mapping technique reflects yearly fluctuations in the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* numbers? Acta Ornithol. 32: 201-207.

WESOLOWSKI, T. (1989): Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Bilowiza National Park, Poland). Acta Orn. 25: 321-349.

WESOLOWSKI , T & TOMIALOJC, L. (1995): Ornithologische Untersuchungen im Urwald von Bialowieza - eine Übersicht. Orn. Beob. 92: 111-146.

WICHMANN, G. & DVORAK, M. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Punkttaxierung aus den Jahren 2000 und 2001. Studie i. Auftr. d. MA 22. Wien. 64 pp.

ZUNA-KRATKY, T. & FRÜHAUF, J. (1996): Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1995. Ramsar-Gebietsbetreuung March/Thaya-Auen, Distelverein, Orth/Donau. 48 pp.

78.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Halsbandschnäpper ist in geeigneten Waldgebieten ein verbreiteter Brutvogel. Da der Lebensraum der Art hier mehr oder weniger flächig ausgebildet und besiedelt ist, können diskrete Vorkommen nicht von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

78.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

78.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Anteil Laubholz (Buche, Hainbuche oder Eiche) in %[60]	> 90	50-90	< 50
Bestandsalter[61]	Bestände mit einem Alter von > 140 Jahren nehmen mehr als 50 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 140 Jahren nehmen 25-50 % der Waldfläche ein	Bestände mit einem Alter von > 140 Jahren nehmen weniger als 25 % der Waldfläche ein
Baumdurchmesser[62]	Mittlerer BHD (cm) > 60	Mittlerer BHD (cm) = 20-60	Mittlerer BHD (cm) < 20
Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte[63]	Siedlungsdichte (Reviere/10 ha) > 2,65	Siedlungsdichte (Reviere/10 ha) = 0,49-2,65	Siedlungsdichte (Reviere/10 ha) < 0,49

78.3 Bewertungsanleitung

78.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

78.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: mindestens drei Indikatoren „A“, keiner „C“

Erhaltungszustand „B“: Alle Kombinationen, die nicht „A“ oder „C“ ergeben

Erhaltungszustand „C“: mindestens drei Indikatoren „C“, keiner „A“

[60] nach unpubl. Daten BIRDLIFE ÖSTERREICH, SACHSLEHNER (1995)

[61] nach unpubl. Daten BIRDLIFE ÖSTERREICH

[62] nach unpubl. Daten BIRDLIFE ÖSTERREICH

[63] Es wurden für die Dichteangaben aus der Literatur Mittelwert und Standardabweichung gebildet. Die untere Grenze ergab sich aus Mittelwert abzüglich Standardabweichung, die obere dementsprechend aus Mittelwert zuzüglich Standardabweichung. Die Flächen müssen mindestens 5 km^2 groß sein.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

79 A338 *LANIUS COLLURIO*

79.1 Schutzobjektsteckbrief

79.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Neuntöter

Englisch: Red-backed Shrike, Französisch: Pie-grièche écorcheur, Italienisch: Averla piccola, Spanisch: Alcaudón dorsirrojo

79.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Würger – Laniidae

Merkmale: Beim adulten Männchen Brust und Bauch hell rosa, keine Bänderung an den Flanken, weiße Kehle, hell aschgrauer Scheitel, rotbraune Oberseite, breite schwarze Augenmaske (oben schmal weiß begrenzt) und schwarzer Schwanz mit basal weißen äußeren Steuerfedern. Die Unterseite des Weibchens ist gelblichweiß mit grauer Querbänderung, der Scheitel ist braun oder braungrau, der Nacken grau, die Oberseite matt braun mit variabler Musterung, die Augenmaske bräunlich und der Schwanz dunkelbraun mit schmalen weißen Kanten. Die Jungvögel sehen den Weibchen ähnlich, sind aber auf der Oberseite kräftig gebändert.

79.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Neuntöter sind sowohl im Brutrevier als auch im Winterquartier territorial. Früh eingetroffene Paare üben eine Anziehungskraft auf Neuankömmlinge aus; dadurch kann es auch in mehr oder weniger einheitlichen Landschaften zu einer geklumpten Verteilung der Reviere kommen. Mit fortschreitender Jahreszeit nimmt die Territorialität ab. In der späten Brutzeit, am Zug und auch im Winterquartier bilden gelegentlich einige Vögel lose Ansammlungen. An wichtigen Zugrastplätzen können bisweilen größere Gruppen zusammen kommen, doch handelt es sich dabei nicht um aktive Zusammenschlüsse (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Fortpflanzung: Neuntöter sind monogam und verpaaren sich nur für eine Brutsaison. Die Vögel kommen unverpaart im Brutgebiet an, die adulten Männchen vor den Weibchen. Die Nester werden vorwiegend in niedrige, dornige oder stachelige Büsche und Sträucher, seltener auch in Bäume und junge Fichten gebaut, wobei die Bevorzugung verschiedener Neststandorte je nach Angebot regional unterschiedlich sein kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Im unteren Mühlviertel/Oberösterreich entfielen von 119 Nestern 85,7 % auf Dornbüsche, hauptsächlich auf Heckenrosen (35,3 %), Brombeeren (26,9 %), Weißdorn (10,9 %) und Schlehdorn (10,1 %); von 17 Nestern in dornlosen Sträuchern fanden sich die meisten (8) in Holunder (PILS 1992). Auf der Schwäbischen Alb/Süddeutschland lagen hingegen von 1.158 Nestern 60 % in Dornbüschen, 20 % in dornlosen Büschen, 11 % in Fichten und neun Prozent in Obstbäumen, auf Pflanzenarten aufgeteilt ergeben sich 22 % für Heckenrosen, 19,2 für Schwarzdorn, 11,3 % für Fichte, 9,5 % für Weißdorn, 8,4 % für Apfelbäume und 6,8 % für Brombeeren (JAKOBER & STAUBER 1987). Der Neuntöter brütet zumeist nur einmal im Jahr, Zweitbruten sind sehr seltene Ausnahmen; bei frühen Brutverlusten werden allerdings im Juni Ersatzgelege produziert. Die Eiablage kann selten bereits in der ersten Dekade des Mai beginnen, die Hauptlegephase fällt in Mitteleuropa jedoch auf die dritte Mai-Dekade. Die spätesten Ersatzbruten wurden aus dem Zeitraum Ende Juli/Anfang August bekannt. Die ersten Bruten schlüpfen in Mitteleuropa in der 3. Mai-Dekade, die letzten in der 1. August-Dekade; die meisten Jungen schlüpfen in der 2. Juni-Dekade. Das Vollgelege umfasst zumeist fünf oder sechs

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Eier, Gelege mit sieben oder acht Eiern sind sehr selten. Die Gelegegröße nimmt im Verlauf der Brutsaison ab. Die durchschnittliche Gelegegröße lag in sieben mitteleuropäischen Untersuchungsgebieten im Mai zwischen 5,11 und 6,05 Eiern, im Juni zwischen 4,54 und 5,30 Eiern und im Juli nur mehr bei 3,95-4,57. Die Bebrütung dauert 14-15 Tage, bei Schlechtwetter auch länger, die Nestlingsphase beträgt bei ungestörten Bruten 14-16, bei schlecht ernährten Jungen bis zu 18 Tage (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Nahrung und Nahrungssuche: Der Neuntöter ist ein unspezialisierter, vielseitiger und flexibler Kleintierjäger (WAGNER 1993) und erbeutet in der Hauptsache Insekten, zum kleineren Teil auch Regenwürmer, Spinnen, Asseln und Tausendfüßler. In Gradationsjahren werden auch Feld- und Erdmäuse gefangen und bei für die Insektenjagd ungünstigen Bedingungen gewinnt Wirbeltierbeute (andere Mäuse, Spitzmäuse, Nestlinge, Jung- und Altvögel kleinerer Singvögel) an Bedeutung. Unter den Insekten dominieren in der Regel Käfer, Hautflügler, Zweiflügler und Heuschrecken (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Untersuchungen von Gewöllen in Nordrhein-Westfalen ergaben Anteile von 51,3 % für Käfer, 37,2 % für Hautflügler, 5,1 % für Heuschrecken, 2,7 % für Dipteren und 1,5 % für Schmetterlinge. Wirbeltiere nehmen einen Anteil von 0,9 % unter den erjagten Beutetieren ein. Im Verlauf der Brutsaison nimmt der Anteil an Käfern kontinuierlich ab, jener der Hautflügler zu (WAGNER 1993). Jungvögel werden mit weichhäutiger Beute gefüttert, so ergaben Untersuchungen in Nordhessen (Halsringproben) zu 28,4 % Dipteren, 27 % Käfer, 14 % Hautflügler und 9,7 % Schmetterlinge, vor allem Raupen; Kleinsäuger nahmen einen beachtlichen Anteil von 12,8 % ein (MANN 1983, 1987).

Neuntöter jagen fast ausschließlich im Ansitz von ein bis fünf Meter hohen Warten aus, wobei sowohl Boden- als auch Flugjagden vorkommen können (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Letztere sind vor allem bei schönem, windstillen Wetter häufig, so entfielen unter diesen Bedingungen in den Vogesen 30 %, bei Zürich 33 % und in der Schwäbischen Alb 63 % aller Beuteflüge auf Flugjagden (LEFRANC 1979, SOLARI & SCHUDEL 1988, H. JAKOBER & W. STAUBER in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

79.1.4 Autökologie

Lebensraum: Neuntöter brüten in sonnigen, klimatisch begünstigten Gebieten mit niedrigen und zumeist dornigen Büschen, Sträuchern oder Hecken, deren Deckungsgrad 50 % nicht überschreitet. Büsche werden als Jagdwarten und als Aussichtspunkte zur Revierverteidigung genutzt, schüttere und niedrige Bodenvegetation ist vor allem bei Schlechtwetter für den Nahrungserwerb (leichtere Erreichbarkeit von Bodeninsekten) essentiell (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In einem Untersuchungsgebiet in Nordhessen bevorzugte der Neuntöter beispielsweise mit Hecken bestandene, geneigte Viehweiden, wobei solche Reviere auch einen höheren Bruterfolg aufwiesen. Ausschlaggebend war dabei nicht das Insektenangebot, das in Mähwiesen und Trockenrasen zeitweise sogar höher als in Viehweiden war, sondern die bessere Erreichbarkeit in den kurzrasigen Weiden (BRANDL et al. 1986). Unter günstigen Bedingungen genügen dem Neuntöter bereits einige wenige Büsche, eine kleinere Gebüschgruppe oder Hecke zur Ansiedlung. Die Art brütet sowohl auf sehr trockenen, steinigen Böden als auch in Flach- und Niedermooren mit hoch anstehendem Grundwasser, ist in dieser Hinsicht also nicht wählerisch (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Die günstigsten Neuntöter-Biotope sind verbuschte Mager-, Halbtrocken- und Trockenrasen, unbewirtschaftete Sukzessionsflächen und Brachen, Weiden, von Hecken umgebene Mähwiesen, sowie gebietsweise auch Kahlschläge, Windwürfe und Aufforstungsflächen sowie verbuschte Streuobstwiesen (JAKOBER & STAUBER 1987). Kleinräumig bieten auch unbewirtschaftete oder nur wenig genutzte Randstrukturen wie Bahndämme, Böschungen, Bach- und Kanalränder, Straßen- und Wegränder, Brachen, Deponien und Müllhalden günstige Bedingungen (GÖPFERT 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften ist der Neuntöter ausschließlich auf derartige Randbiotope angewiesen (JAKOBER & STAUBER 1987). Stark ausgeräumte Ackerbaugebiete bieten der Art hingegen

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

kaum Lebensmöglichkeiten, wie eine Untersuchung aus Ulm zeigt, wo 42 von 44 Brutrevieren in nicht flurbereinigten Landschaftsteilen lagen (RIEGER et al. 1987). Zahlreiche Untersuchungen aus Deutschland, die wohl zum Teil auch auf Österreich übertragen werden können, zeigen, dass der Neuntöter in den letzten 2-3 Jahrzehnten aus vielen intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten der Niederungen fast oder völlig verschwunden ist, während sich die Bestände in extensiver genutzten Hügellagen und Mittelgebirgen gehalten haben und stellenweise sogar zugenommen haben (KOWALSKI 1987, HÖLZINGER & HÖLZINGER 1987, Kussmaul 1987, LÜBCKE & MANN 1987).

79.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Populationsuntersuchungen des Neuntöters liegen aus einer ganzen Reihe von Untersuchungsgebieten vor. Der Bruterfolg schwankt in verschiedenen Jahren in Abhängigkeit von der Witterung stark, so können bei nasskaltem Wetter 50 % aller Gelege und Nestlinge verloren gehen (RUDIN 1990). Verschiedene europäische Untersuchungen zeigen, dass ein erheblicher Teil der Nester sowohl im Ei- als auch im Nestlingsstadium zugrunde geht. Auf der Schwäbischen Alb lag der Gesamtbruterfolg in 24 Untersuchungsjahren bei nur 41,4 %, die Nachwuchsrate schwankte stark und lag zwischen 1,9 und 3,8, im Schnitt bei 2,85 Jungvögeln pro Brutpaar (H. JAKOBER & W. STAUBER in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In Nordbayern und Niedersachsen wurden ähnliche Nachwuchsraten von durchschnittlich 2,86 flüggen Jungvögeln/Paar (11 Untersuchungsjahre) bzw. 3,2 Jungen/Weibchen festgestellt (REINSCH 1986, NEUSCHULZ 1988). Starke Unterschiede, die hier vor allem auf nasskaltes Wetter mit verlassenen Gelegen und toten Nestlingen zurückgeführt werden konnten, wurden auch in der nordwestlichen Schweiz festgestellt, wo in zwei Untersuchungsjahren die Nachwuchsrate bei 2,1 bzw. 3,6 Jungvögeln/Weibchen lag (RUDIN 1990). Etwas höhere Bruterfolge ergaben Untersuchungen in den französischen Vogesen und in Rumänien mit Gesamtbruterfolgen von 53,9 bzw. 63 % (LEFRANC 1979, KORODI GÁL 1969). Die hauptsächliche Ursache für Brutverluste waren auf der Schwäbischen Alb Feindverluste (verantwortlich für 59 % aller Ausfälle), gefolgt von der Witterung mit 35 % (H. JAKOBER & W. STAUBER in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In den Vogesen waren Prädatoren für 73 % aller Brutverluste verantwortlich, ungünstige Witterung mit 20 und menschliche Einflüsse mit neun Prozent spielten eine geringere Rolle (LEFRANC 1979). Neuntöter sind ortstreu. Auf der Schwäbischen Alb kehrten von 1.014 adulten Männchen 45,3 % ins Untersuchungsgebiet zurück, bei den Weibchen lag die Rückkehrrate bei 27,7 % (H. JAKOBER & W. STAUBER in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). erstmals brütende Männchen im zweiten Lebensjahr weisen aber gegenüber älteren Vögeln eine signifikant geringere Rückkehrrate auf (JAKOBER & STAUBER 1989).

Neuntöter sind sowohl im Brutgebiet als auch im Winterquartier territorial, wobei die Reviergrößen in optimalen Biotopen der Schwäbischen Alb zwischen 800 m² und 1,5 ha (Mittel 0,48 ha) schwanken (H. JAKOBER & W. STAUBER in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In Polen wurden ähnlich kleine Reviere zwischen 0,25 und 0,4 ha festgestellt (GOTZMANN 1965), während im Wallis/Südschweiz 16 Reviere Flächen zwischen 0,8 und 2,4 ha umfassten, solche im Grünland des Berner Oberlandes/Schweiz sogar 1,8-8 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Wanderungen: Der Neuntöter ist ein ausgesprochener Weitstreckenzieher, sein Winterquartier liegt im östlichen und südlichen Afrika und reicht von Uganda und Kenia südwärts bis in den Norden und Osten von Südafrika. Die Schwerpunkte der Winterverbreitung liegen in Mozambique, Zimbabwe und den weniger trockenen Landesteilen von Botswana und Namibia. Der Zugweg führt für alle Populationen der Art über den Vorderen Orient und das östliche Mittelmeergebiet. Der Abzug der Altvögel erfolgt zwischen Mitte Juli und Mitte August (Adulte mit Spätbruten verweilen länger), Jungvögel verbleiben länger in den Brutgebieten und ziehen erst später im Jahr im September ab. Späte Nachzügler sind bis Mitte Oktober zu beobachten. Der

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Zug schein zügig zu verlaufen, bereits Ende August/Anfang September werden Ägäis und Mittelmeer gequert, in Ägypten treffen die ersten Durchzügler Anfang September ein. Wintergäste und Durchzügler erreichen Kenia ab Ende Oktober, Zimbabwe zwischen Ende Oktober und Mitte November und Namibia ab Anfang November. Der Heimzug beginnt in der zweiten Hälfte März, in Zimbabwe, Tansania und Kenia wird der Gipfel in der ersten April-Dekade erreicht mit Nachzüglern bis Ende April. In Ägypten fällt der Hauptdurchzug in die Periode Anfang April bis Anfang Mai. Die Erstankunft an den mitteleuropäischen Brutplätzen fällt in die letzte April-Dekade, der Bezug der Brutreviere beginnt Anfang Mai, die letzten Vögel kommen aber erst Ende Mai/Anfang Juni an den Brutplätzen an (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

79.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Verbreitungsgebiet des Neuntöters konzentriert sich auf die westliche Paläarktis und reicht in Asien bis in den Osten des westsibirischen Tieflandes, an den Altai und in das Irtysch-Tal. In Europa ist die Art weitverbreitet, fehlt aber mit Ausnahme des Nordens auf der Iberischen Halbinsel und auf den großen Mittelmeerinseln mit Ausnahme von Korsika und Sardinien; in Skandinavien beschränkt sich das Vorkommen auf Süd- und Mittelschweden, Südfinnland sowie die Südküste Norwegens, in Großbritannien war der Neuntöter im 19. Jahrhundert in England und Wales weitverbreitet, ist hier aber im Verlauf des 20. Jahrhunderts verschwunden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997).

Europa: Der Neuntöter ist in Europa (inklusive der Türkei) in 35 Staaten regelmäßiger Brutvogel. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne die Türkei) auf 2.500.000-6.500.000 Paare geschätzt (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 640.000-1.300.000 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände des Neuntöters in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	20.000-40.000	1998-2002
Belgien	550-900	1981-1990
Dänemark	1.500-3.000	1993-1996
Deutschland	90.000-150.000	1990-1994
Finnland	50.000-80.000	1990-1995
Frankreich	160.000-360.000	1995
Griechenland	20.000-50.000	
Italien	30.000-60.000	1988-1997
Luxemburg	4.000-5.000	
Niederlande	25-35	
Portugal	100-1.000	1989
Schweden	26.000-34.000	
Spanien	240.000-500.000	
Vereinigtes Königreich	2-8	1989-1993

Österreich/Verbreitung: Außerhalb der Alpen ist der Neuntöter auch heute noch trotz lokaler Rückgänge ein weitverbreiteter und stellenweise häufiger Brutvogel; innerhalb der Alpen sind

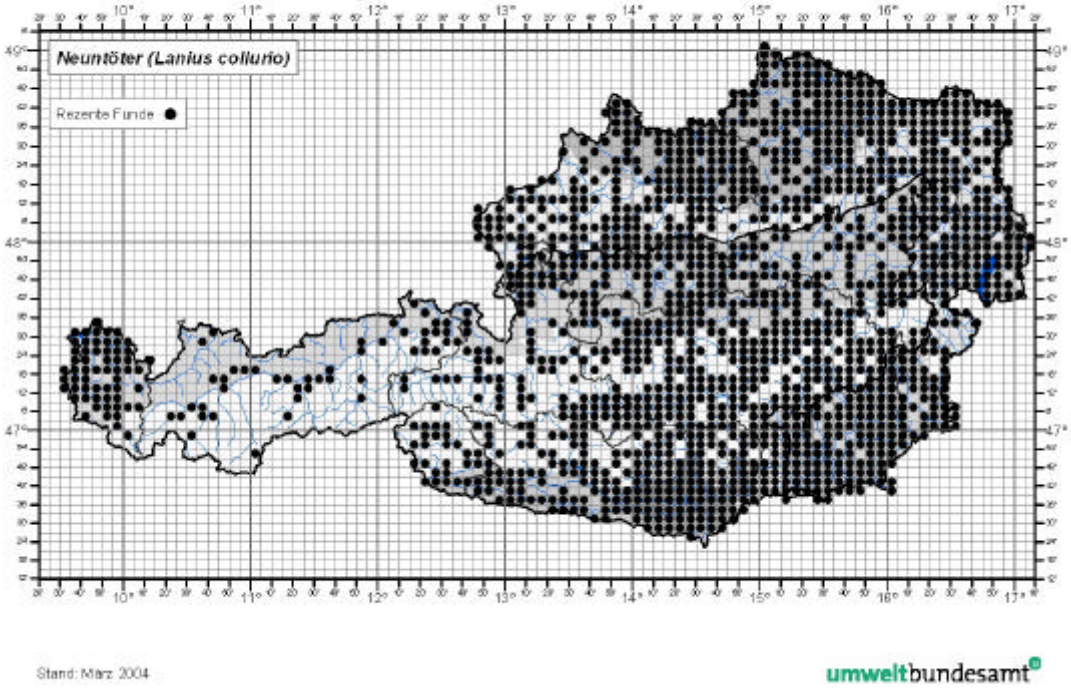
© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

sämtliche Haupttäler und auch viele der größeren Seitentäler sowie klimatisch begünstigte Hanglagen und größere Plateaus bis in Höhen von 1.300-1.400 m, lokal sogar bis 1.600 m regelmäßig besiedelt (DVORAK et al. 1993).

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Außerhalb geschlossener Wälder ist der Neuntöter überall im Burgenland ein häufiger Brutvogel. Bestandsangaben liegen für viele Teile des Bundeslandes vor: So wurden auf der Parndorfer Platte 1988 auf 132,5 km² Agrarlandschaft 174 Brutpaare (1,16/km²) gezählt (ZWICKER & HERB 1989) und im Seewinkel (176 km²) brüteten zu Beginn der 1990er Jahre 130-150 Paare (DVORAK & ZUNA-KRATKY 1993). Im Mittelburgenland bei Mattersburg erfassten KELLER & PARRAG (1996) im Jahr 1995 in einem 5,2 km² großen Streuobstwiesengebiet 24-25 Reviere (ca. 5/km²) und im südlichen Burgenland wurden um Wiesfleck und Pinkafeld 1983-1986 51 bis 64 Paare auf nur sieben km² gezählt (A. GAMAUF in DVORAK et al. 1993). In den beiden südlichen Bezirken Jennersdorf und Güssing wird der Neuntöter als sehr häufiger Brutvogel eingestuft (SAMWALD & SAMWALD 1990). *Wien*: Mit Ausnahme der dichter verbauten Gebiete ist der Neuntöter lokal in allen Stadtteilen verbreitet, eine gezielte Erhebung im Jahr 2002 erbrachte einen Bestand von 78-114 Revieren (DONNERBAUM & WICHMANN 2003). *Niederösterreich*: Der Neuntöter ist ein weit verbreiteter Brutvogel geeigneter Biotope des gesamten Bundeslandes und fehlt nur in größeren geschlossenen Wäldern und höheren Gebirgslagen. Kleinräumig sehr hohe Dichten werden in Trocken- und Magerrasengebieten sowie auf Viehweiden erreicht, ansonsten siedelt die Art in der Kulturlandschaft eher verstreut. Im Marchfeld und im Weinviertel wurden auf vier größeren (14,8-24,8 km²) Probeflächen 1-14 Reviere (0,07-0,86/km²) gezählt (U. STRAKA in DVORAK et al. 1993), im nördlichen Weinviertel waren es auf 36 km² in vier Jahren zwischen 14 und 16 (0,39-0,44/km²) Reviere (T. ZUNA-KRATKY in DVORAK et al. 1993). Auf einer anderen, über neun Jahre hinweg kontrollierten 17 km² großen Agrarfläche im südlichen Weinviertel stieg der Bestand hingegen von fünf Revieren im Jahr 1985 auf 26 im Jahr 1993 (STRAKA 1995). Demgegenüber war eine 4,75 km² große, abwechslungsreich strukturierte Probefläche im Kulturland des südlichen Weinviertels mit 61 Revieren (12,8/km²) auch großflächig sehr dicht besiedelt (SEMRAD 2002). Ebenfalls deutlich höher als in reinen Agrargebieten ist der Bestand in Obstbaumgebieten wie im Voralpenland, wo auf zwei Flächen bei Wilhelmsburg und Eschenau Dichten von 4,2 Revieren/km² und 4,5-4,6 Revieren/km² erfasst wurden (A. GAMAUF in DVORAK et al. 1993). Auch im Waldviertel kann es in geeigneten Bereichen zumindest kleinräumig zu hohen Dichten kommen: So wurden z. B. im Freiwald neun Reviere auf 80 ha Wiesenfläche (NADLER 1996), bei Weikertschlag im östlichen Waldviertel 7-8 Reviere auf 70 ha (G. LOUPAL ABÖ) und bei Ratschendorf 17 Reviere auf 160 ha (W. SMETANA ABÖ) gezählt. *Oberösterreich*: Der Neuntöter ist noch weit verbreitet, in den ausgeräumten Agrarlandschaften des Alpenvorlandes sowie in weiten Teilen der Traun-Enns-Platte und im Innviertel aber weitgehend verschwunden. In den Alpen brütet er nur vereinzelt über Höhen von 1.000 m (BRADER & AUBRECHT 2003). Höhere Siedlungsdichten werden nur noch in den wenigen einigermaßen gut strukturierten Kulturlandschaften erreicht: Im südlichen Mühlviertel brüteten in den Jahren 1988-1990 auf 10,5 km² immerhin zwischen 28 und 44 Paare (PILS 1992), in der Ettenau (Salzachtal) zählte LIEB (2002) im Jahr 2002 25 Reviere auf 3,5 km² und im Hausruck bei St. Marienkirchen SAMHABER (1996) im Jahr 1995 23 Brutpaare auf nur 1,5 km². *Steiermark*: Der Neuntöter ist von den Niederungen bis in die Montanstufe auf etwa 1.300 m ein beinahe flächendeckend verbreiteter Brutvogel. In stark kultivierten Tallagen ist die Art vielerorts als Brutvogel verschwunden oder hat stark im Bestand abgenommen. Großflächige Dichteangaben liegen für das Feistritztal vor, wo auf 22,8 km² intensiv landwirtschaftlich genutzter Fläche 1994 36 Reviere (1,6/km²) gezählt wurden. In einem reicher strukturierten Hügelgebiet wurden hingegen ebenfalls 1994 auf 13,8 km² 31 Reviere (2,3/km²) erfasst (SACKL & SAMWALD 1997). *Kärnten*: In geeigneten Lebensräumen verbreiteter Brutvogel im gesamten Bundesland. *Salzburg*: Die Schwerpunkte liegen innerhalb der Alpen in heckenreichen, breiteren Tälern wie beispielsweise im Pingau und im Lungau; hier ist die Art regelmäßig auch noch zwischen 950 und 1.300 m Höhe als Brutvogel anzutreffen (WOTZEL 1983). Im Flachgau hat

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

der Bestand hingegen dramatisch abgenommen, so dass der Neuntöter hier nur mehr ein sehr seltener Brutvogel ist; im Vorlandseengebiet wurde z. B. auf einer 17 km² großen Fläche lediglich ein Brutpaar festgestellt (Ch. ARNOLD in WOTZEL 1983). *Tirol*: Der Neuntöter besiedelt alle Landesteile von den Talböden bis zur oberen Montanstufe und dringt öfters auch in die untere Alpinstufe und sogar höher vor; der Landesbestand wird auf 500-1.500 Brutpaare geschätzt (LANDMANN & LENTER 2001): Im Gurgltal wurden Vorkommen bis auf 1.100 m festgestellt (BODENSTEIN 1985), im oberen Inntal brütet er noch zwischen 1.300 und 1.450 m (BERCK 1978) und im osttiroler Gailtal bis in Höhen von 1.600 m (GOLLER 1984). *Vorarlberg*: Im Rheintal und im Walgau beschränkt sich das Vorkommen der Art auf die extensiv bewirtschafteten Riedgebiete sowie auf den Rheindamm, im Montafon, Klostertal und Großen Walsertal dürften die Bestände gegenüber den 1980er Jahren stark ausgedünnt sein. Die aktuelle Bestandssituation im Bregenzer Wald ist nur ungenügend bekannt. Der Landesbestand wird auf 120-150 Brutpaare geschätzt (KILZER et al. 2002).



79.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 3/declining, Rote Liste Österreich: LC (least concern/ungefährdet)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Die Art hat in Ostösterreich in jüngster Zeit lokal von Extensivierungen (Stilllegungen, Anlage von Brachen und Landschaftselementen) profitiert. Andere Untersuchungen zeigen starke Bestandsschwankungen (siehe oben) und auch Rückgänge in vielen Gebieten. Konkrete Abnahmen wurden z. B. aus Vorarlberg (KILZER et al. 2002), aus dem salzburger Flachgau (WOTZEL 1983), aus dem Bezirk Fürstenfeld in der Steiermark (HAAR et al. 1986), aus dem Waldviertel (SACHSLEHNER et al. 1984) sowie aus Oberösterreich

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

(BRADER & AUBRECHT 2003) gemeldet. In der Oststeiermark wurde in den 1980er Jahren in den Tallagen ein Rückgang um mehr als 50 % festgestellt (HAAR et al. 1986).

Gefährdungsursachen: Eingriffe wie die Beseitigung einzelner Büsche und Ruderalflächen, die Planierung von Böschungen, die Rodung von Hecken und der Umbruch von Magerrasen stellen alle potentielle Gefährdungen dar. Ganz allgemein verschwindet der Neuntöter in sehr intensiv genutzten, großflächig monotonen Agrarflächen. Zusätzlich ist der Neuntöter wahrscheinlich auch durch übermäßigen Düngereinsatz gefährdet, der die Bodenvegetation zu früh, zu hoch und zu dicht wachsen lässt und die Art damit ihrer Jagdhabitate beraubt. Zudem werden in Wiesengebieten dadurch Mahdtermine vorgezogen und vereinheitlicht und damit eine ungünstige jahreszeitliche Verteilung des Nahrungsangebots bewirkt. Abnahmen in vielen augenscheinlich noch geeigneten Gebieten sind möglicherweise auf diesen Faktor zurückzuführen. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass klimatische Faktoren die Mortalität und den Bruterfolg der Art stark beeinflussen können, was in bereits suboptimalen Biotopen auch in Mitteleuropa zu gebietsweisen Rückgängen zusätzlich beitragen könnte.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Größere Trocken- und Magerrasenflächen sollten schon aufgrund ihrer Bedeutung als Rückzugsgebiete für zahlreiche Pflanzenarten, Insekten und andere Wirbellose besonders geschützt und gepflegt werden. Besonders die Aufforstung solcher Gebiete sollte unterbleiben. In Agrarlandschaften würde eine ganze Reihe von Vogelarten (z. B. Schwarzkehlchen, Grauammer, Heidelerche, Rebhuhn, Dorngrasmücke) von der Erhaltung bestehender und der Schaffung neuer Randstrukturen (Hecken, Buschgruppen, kleine Wiesenflecken, Brachen, Ruderalflächen, breite, unbehandelte Ackerränder) profitieren. Insbesondere sollten auch in Gebieten mit ertragreichen Böden, wo derzeit kaum (oder ungeeignete) Stilllegungen oder andere Landschaftselemente vorhanden sind, durch Anpassung und konsequente Umsetzung der agrarpolitischen Förderinstrumente (obligatorische Flächenstilllegungen, Agrarumweltprogramm ÖPUL), geeignete Strukturen geschaffen werden. In größeren Grünlandbereichen sollten ausgedehntere Altgrasstreifen stehen bleiben, die einer ganzen Reihe von gefährdeten Bodenbrütern sichere Neststandorte bieten würden, aber auch Maßnahmen zur zeitlichen Auffächerung der Mahd umgesetzt werden (ÖPUL).

79.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Neuntöters weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

79.1.9 Kartierung

Der Neuntöter ist als Vogelart, die vorwiegend auf Warten der Nahrungssuche nachgeht visuell sehr gut zu erfassen. Trotzdem können die Vögel in manchen Phasen des Brutgeschäftes bemerkenswert heimlich sein, daher sind zur Bestandserfassung jedenfalls mehrere (mindestes drei) Begehungen erforderlich, die sich bei dieser spät im Brutgebiet ankommenden Art auf den Zeitraum Ende Mai- Anfang Juli konzentrieren sollten.

79.1.10 <Wissenslücken

Gerade für den Neuntöter als relativ leicht zu erfassende Vogelart sollten längerfristige Untersuchungen zur Bestandsentwicklung in unterschiedlich bewirtschafteten Kulturlandschaften in vermehrtem Maß durchgeführt werden.

79.1.11 Literatur

BERCK, K.-H. (1978): Zur Höhenverbreitung einiger Vogelarten in den österreichischen Alpen. Monticola 4: 53-59.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

BODENSTEIN, G. (1985): Über die Vogelwelt des Gurgltales, Nordtirol. Versuch einer qualitativen Bestandsaufnahme. Monticola 5, Sonderheft. 144 pp.

BRANDL, R.; LÜBCKE, W. & MANN, W. (1986): Habitatwahl beim Neuntöter. J. Orn. 127: 69-78.

DONNERBAUM, K. & WICHMANN, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Neuntöter. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. BirdLife Österreich, Wien. 13 pp.

DVORAK, M. & ZUNA-KRATKY, T. (1993): Zur aktuellen Situation ausgewählter Kulturlandvögel im Neusiedlersee-Gebiet. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 4: 125-138.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1993) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/2: Passeriformes 4/2: *Sittidae-Laniidae*. AULA Verlag, Wiesbaden. 800 pp.

GOLLER, F. (1984): Zur Höhenverbreitung und Ökologie einiger Vogelarten im Tiroler Gailtal (Osttirol). Vogelkundl. Ber. Inf. Tirol 1/1984: 13-24.

GÖPFERT, M. (1987): Bedeutung einer Mülldeponie als Sekundärbiotop des Neuntöters (*Lanius collurio*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 55-69.

HAAR, H.; SACKL, P.; SAMWALD, F. & SAMWALD, O. (1986): Die Vogelwelt des Bezirks Fürstenfeld. Eine Artenliste mit Anmerkungen zum aktuellen Satnd der Brutvogelfauna (Aves). Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 37: 1-44.

HÖLZINGER, J. & HÖLZINGER, CH. (1987): Verbreitung und Arealschwund des Neuntöters (*Lanius collurio*) in der Donauniederung zwischen Ehingen und Günzburg im Zeitraum 1961-1966 und 1981-1986. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 105-108.

JAKOBER, H. & W. STAUBER (1981): Habitatansprüche des Neuntöters. Ein Beitrag zum Schutz einer gefährdeten Art. Ökol. Vögel 3: 223-247.

JAKOBER, H. & STAUBER, W. (1987): Habitatsansprüche des Neuntöters (Lanius collurio) und Maßnahmen für seinen Schutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 25-53.

JAKOBER, H. & STAUBER, W: (1989): Beeinflussen Bruterfolg und Alter die Ortstreue des Neuntöters? Vogelwarte 35: 32-36.

KELLER, E. & PARRAG, M. (1996) Die Zwergohreule (*Otus scops* L.) im Raum Mattersburg/Burgenland. Zur Biologie und Ökologie der Zwergohreule und der Bedeutung der Streuobstwiesengebiete als Lebensraum. Bericht an die burgenländische Landesregierung (Abt. IV Naturschutz). 88 pp.

KILZER, R.; AMANN, G. & KILZER, G. (2002): Rote Liste gefährdeter Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 256 pp.

KORDODI-GÁL, I. (1969): Beiträge zur Kenntnis der Brutbiologie und Brutnahrung der Neuntöter (*Lanius collurio* L.). Zool. Abh. Ber. Mus. Tierk. Dresden 30: 57-82.

KOWALSKI, H. (1987): Zur Bestandssituation des Neuntöters (*Lanius collurio*) in der Bundesrepublik Deutschland und Westberlin. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 17-23.

KUSSMAUL, K. (1987): Zur Situation des Neuntöters in der Rheinebene bei Karlsruhe. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 83-92.

LANDMANN, A: & LENTNER, R: (2001): Die Brutvögel Tirols. Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck Suppl. 14. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 182 pp.

LEFRANC, N. (1979): Contribution à l´écologie de la Pie-grieche ecorcheur *Lanius collurio* L. dans les Vosges moyennes. L´Oiseau et R.F.O. 49: 245-298.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

LÜBCKE, W. & MANN, W: (1987): Bestandszunahme des Neuntöters (*Lanius collurio*) von 1974 bis 1987 in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 109-118.

MANN, W. (1983): Zur Ernährung des Neuntöters in Abhängigkeit vom Insektenangebot auf verschiedenen Dauergrünlandtypen. Vogelkundl. Hefte Edertal 9: 5-41.

MANN, W. (1987): Ernährungsbiologie des Neuntöters. Charadrius 23: 28-38.

NADLER, K. (1996): Das Wiesenbrütergebiet Schwarzau im Freiwald (NÖ). Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 7: 37-41.

NEUSCHULZ, F. (1988): Zur Synökie von Sperbergrasmücke und Neuntöter. Lüchow-Dannenberger Orn. Jber. 11: 1-234.

PILS, E. (1992): Der Neuntöter (*Lanius collurio*) im Raume Gallneukirchen/Alberndorf. ÖKO-L 14: 8-15.

REINSCH, A. (1986): Lebensräume, Verbreitung und Bestandsentwicklung des Neuntöters in Bayern. Laufener Seminarbeiträge 5/86: 11-15.

RIEGER, M.; CHRIST, S.; KNAB, J.; SANDER, Ch. & SANDER, K. (1987) Zum Brutbestand des Neuntöters in flurbereinigten und nicht flurbereinigten Gebieten im Verwaltungsraum Allmendingen/Altheim (Alb-Donau-Kreis). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 99-104.

SACHSLEHNER, L.; SCHMALZER, A. & SACKL, P. (1994): Einfluß von Landschaftsveränderungen auf die Avifauna des Waldviertels anhand ausgewählter Leitarten. Pp. 59-95 in G. DICK (Hrsg.) Das Waldviertel als Natur- und Kulturraum. Festschrift aus Anlaß des 10-jährigen Bestandsjubiläums des Instituts für angewandte Öko-Ethologie in Rosenburg. Beiträge zur Waldviertelforschung 1994.

SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Ergebnisse der Steirischen Brutvogelkartierung. BirdLife Österreich & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz. 432 pp.

SAMHABER, J. (1996): Heckenverbundnetz in St. Marienkirchen a. H. – ein Sekundärbiotop wird besiedelt. ÖKO-L. 18/2: 3-9.

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1990): Die Vogelwelt der Bezirke Güssing und Jennerdorf. Natur u. Umwelt Burgenland, Sonderheft 1990/1: 1-39.

SEMRAD, J. (2002): Besiedelung agrarökologisch bedeutsamer Landschaftselemente durch Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) in Münichsthal (Niederösterreich). Egretta 45: 59-90.

SOLARI, Ch. & SCHUDEL, H.R. (1988): Nahrungserwerb des Neuntöters während der Fortpflanzungszeit. Orn. Beob. 85: 81-90.

STRAKA, U. (1989): Der ökologische Zustand des Stockerauer Augebietes. Gutachten im Auftrag der Stadtgemeinde Stockerau, Stockerau. 45 pp. und Anhang.

STRAKA, U. (1991): Brutzeitbeobachtungen in einer reich strukturierten Kulturlandschaft im südlichen Weinviertel. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 2/4: 1-4.

STRAKA, U. (1995): Zu Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Neuntöters (*Lanius collurio*) in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1993. Egretta 38: 34–45.

WAGNER, T. (1993): Saisonale Veränderung in der Zusammensetzung der Nahrung beim Neuntöter (*Lanius collurio*). J. Orn. 134: 1-11.

WOTZEL, F. (1983): Die Würger des Landes Salzburg. Vogelkundl. Ber. Inf. Salzburg 92: 1-20.

ZWICKER, E. & HERB, B. (1989): Untersuchungen zum Naturraumpotential der Parndorfer Platte und eines Abschnitts der Leithaniederung. Vögel. Gutachten im Auftrag der burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt. 61 pp.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

79.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Neuntöter ist ein weit verbreiteter Brutvogel in den offenen Kulturlandschaften Österreichs. Da der Lebensraum der Art flächig ausgebildet ist, können diskrete Vorkommen fast nie von der Gebietsebene getrennt werden. Auf Indikatoren für einzelne Vorkommen wird daher verzichtet. Die Lebensraumansprüche des Neuntöters sind zwar gut bekannt, quantitative Aussagen zu bestimmten Habitatstrukturen können aber nicht für verschiedene Landschaftstypen verallgemeinert werden. Es wären daher für jeden Biotoptyp eigene Habitatindikatoren zu definieren. Quantitative Untersuchungen zu diesem Themenkomplex fehlen allerdings weitgehend, so dass auf die Nutzung von Habitatindikatoren vorerst verzichtet wird.

79.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

79.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	**A**	**B**	**C**
Bestandsentwicklung	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Siedlungsdichte (auf Flächen >5 km²)	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 4,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 1,0-4,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 1,0
Siedlungsdichte (auf Flächen <5 km²)	Siedlungsdichte (Reviere/km²) > 8,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) 2,0-8,0	Siedlungsdichte (Reviere/km²) < 2,0

79.3 Bewertungsanleitung

79.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

79.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Beide Indikatoren „A“, Bestandsentwicklung „B“ & Siedlungsdichte „A“

Erhaltungszustand „B“: Beide Indikatoren „B“, Bestandsentwicklung „A“ & Siedlungsdichte „B“

Erhaltungszustand „C“: Beide oder ein Indikator „C

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

80 A339 *LANIUS MINOR*

80.1 Schutzobjektsteckbrief

80.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schwarzstirnwürger

Englisch: Lesser Grey Shrike, Französisch: Pie-grièche à poitrine rose, Italienisch: Averla cenerina, Spanisch: Alcaudón chico

80.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Würger – Laniidae

Merkmale: Schwarz/weiß gefärbter, mittelgroßer Würger, in Europa nur mit dem Raubwürger *Lanius excubitor* zu verwechseln. Von diesem zu unterscheiden durch die breite weiße Basis aller Handschwingen, schwarze Stirn und Vorderscheitel beim Altvogel (bei juv. grau), die längere Handschwingenprojektion, den proportional etwas kürzeren Schwanz sowie durch lachsrosa getönte Brust und Bauch.

80.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Schwarzstirnwürger besetzen während der Brutzeit Nistreviere. Seine Territorialität ist im Brutgebiet geringer als etwa beim Neuntöter und beschränkt sich auf die Nestumgebung. Regelmäßig werden kleinere Ansammlungen von Brutpaaren auf engerem Raum festgestellt. In der Slowakei beispielsweise wurden Massierungen von 2-6 Revieren in kleineren Gebieten festgestellt, der geringste Abstand benachbarter Nester lag hier bei 25 Metern (KRIŠTÍN 1995, KRIŠTÍN et al. 2000), die höchste kleinflächige Dichte sogar bei vier Nestern auf einem Hektar (KRIŠTÍN 1991). Schwarzstirnwürger ziehen wie andere Würger-Arten einzeln, können aber bei zahlreichem Auftreten am Zug in enger Nachbarschaft jagen und ruhen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Fortpflanzung: Schwarzstirnwürger leben in monogamen Paaren, die jeweils eine Brutsaison halten. Beide Geschlechter kommen fast gleichzeitig Ende April/Anfang Mai in den Brutgebieten an. Nach Beobachtungen in Deutschland sind die Vögel bei der Ankunft bereits verpaart (HANTGE 1957, WARNCKE 1958) oder sie verpaaren sich unmittelbar danach (PANOW 1983). Die Nester werden immer in Bäume gebaut. In der zentralen Slowakei waren dies immer Obstbäume, v.a. Birne (52 %), Apfel (16 %), Walnuss (4 %), Kirsche (12 %) und Zwetschge (9 %); nur Birnen wurden bevorzugt genutzt, alle anderen Arten hingegen weniger häufig als dem Angebot entsprechend (WIRTITSCH et al. 2001). Die Nester (n = 91) wurden in Höhen zwischen fünf und 14 Metern gebaut, im Mittel 8,5 m (KRIŠTÍN 1995). Bei Heidelberg lagen 33 Nester in einer durchschnittlichen Höhe von 3,9 m (HANTGE 1957). In Mittel- und Südosteuropa sind Vollgelege von Mitte Mai bis Anfang Juli zu finden. Die Gelegegröße schwankt zwischen vier und sieben Eiern, der Mittelwert von Serien aus allen Teilen des Verbreitungsgebiets schwankt zwischen 5,4 und 6,6 (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In der zentralen Slowakei lag der Mittelwert in acht Untersuchungsjahren zwischen 5,7 und 6,3, Nachgelege enthielten hier im Schnitt ein Ei weniger (KRIŠTÍN et al. 2000). In der Regel wird nur eine Jahresbrut durchgeführt, bei Brutverlusten kommt es zu Nachgelegen. Bei Gelegeverlust hält das Paar nur ausnahmsweise für eine Ersatzbrut am Revier fest (WARNCKE 1958); die Regel ist Umsiedlung zu einem meist mehrere hundert Meter bis einige Kilometer entfernten neuen Platz (HANTGE 1957). Die Dauer der Bebrütung liegt bei 15-17 Tagen, die Jungvögel verlassen das Nest oft schon im Alter von 14-15 Tagen, sind dann aber noch nicht voll flugfähig und

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

werden noch weitere zwei Wochen von den Eltern gefüttert (HANTGE 1957, KRIŠTÍN 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Nahrung und Nahrungssuche: Schwarzstirnwürger ernähren sich vorwiegend von Insekten, andere Tiergruppen und Kleinsäuger spielen nur eine untergeordnete Rolle. Das Beutespektrum reicht von großen Ameisen und fünf Millimeter langen Käfern bis hin zu großen Laufkäferarten und großen Feld- und Laubheuschrecken. Auswertungen von Gewöllen aus Sachsen-Anhalt ergaben 97% Käfer, 1,3% Geradflügler, 1,1% Haut- und Zweiflügler sowie sieben Mäuse. Unter den Käfern dominieren Laufkäfer, Aaskäfer, Rüsselkäfer und Blatthornkäfer (HAENSEL 1964). Eine andere Aufsammlung von 77 Gewöllen aus Baden-Württemberg bestand zu 91,2% aus Käfern, enthielt aber immerhin auch 21 Kleinsäuger, darunter 12 Feldmäuse (SCHMIDT 1980). Auch hier überwogen Laufkäfer (62,6 %) gefolgt von Blatthornkäfern (14,8 %) und Rüsselkäfern (5,6 %). Eine ganz andere Nahrungszusammensetzung ergab eine Studie aus der zentralen Slowakei in einem optimalen Bruthabitat: Hier dominierten Heuschrecken mit einem Anteil von 64,3 % an den Beutetieren und 74,1 % am Gewicht. Die Feldgrille bildet dabei die Hauptbeute mit 38,2 bzw. 57, 0 %, gefolgt von großen Heupferden mit 11,5 bzw. 10,1 %. Käfer spielen hier eine wesentliche geringere Rolle und machen nur 19,2 (Stückzahl) und 9,1 % (Gewicht) der Gesamtbeute aus. Einen (vor allem gewichtsmäßig) nicht unbedeutenden Anteil nehmen auch große Schmetterlingsraupen (Eulen) mit 14,2 bzw. 13,1 % ein. Die Größe der Beutetiere lag zwischen 1,0 und 3,2 cm, und betrug im Mittel 2,3 cm (KRIŠTÍN 1995).

Die Ansitzjagd von erhöhten Warten aus ist die vorherrschende Jagdtechnik des Schwarzstirnwürgers, seltener werden Rüttelflug und die Jagd auf fliegende Insekten und ganz selten Bodenjagd ausgeübt. Ansitzwarten können Pfähle, dürre Bäumchen, Leitungsdrähte, Baumkronen mit dürren Ästen und seltener auch andere aufragende Strukturen sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). In der zentralen Slowakei lagen die Jagdwarten in Höhen zwischen einem und acht Metern. Ansitzjagd kam in 74 % aller beobachteten Fälle (n = 205) vor, Rütteljagd in 18 %, Flugjagd in sieben und Bodenjagd in nur einem. Die Nahrungssuche erfolgte vorwiegend in einem Radius von weniger als 100 Metern um das Nest, bisweilen entfernten sich die Vögel aber auch bis zu 500 Meter (KRIŠTÍN 1995).

80.1.4 Autökologie

Lebensraum: Das Primärhabitat des Schwarzstirnwürgers sind baumbestandene Steppenlandschaften. Im Mitteleuropa besiedelt die Art klimatisch begünstigte, trockene und offene Gebiete in flacher oder höchstens schwach hügeliger Lage. Schwarzstirnwürger sind Baumbrüter, das Vorhandensein von Einzelbäumen, Baumgruppen, Alleen oder kleinen Wäldchen ist daher notwendig. Bevorzugte Biotope sind lockere, extensiv bewirtschaftete Obstbaumbestände, baumbestandene Weinbaugebiete, Agrarlandschaften mit freistehenden Baumgruppen, Einzelbäumen und Gehölzen. Zur Nahrungssuche nutzt der Schwarzstirnwürger Flächen mit niedriger, nicht zu dichter Bodenvegetation, im Agrarland sind dies extensive Wiesen und Weiden, Brachen, Wegränder aber auch Weingärten und Hackfruchtäcker. Im burgenländischen Seewinkel, dem letzten bis vor wenige Jahre regelmäßig besetzten Vorkommen Österreichs brütete die Art am Rand kleiner Wäldchen und Baumgruppen, die von Mähwiesen, Hutweiden und Weingärten umgeben sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, DVORAK et al. 1993). Eine Untersuchung der Habitatansprüche in der zentralen Slowakei ergab, dass zu Beginn der Brutzeit und während der Bebrütungsphase offener Boden gegenüber allen anderen Habitattypen bevorzugt wird, zur Zeit der Jungenaufzucht hingegen gemähte Wiesen. Die gute Erreichbarkeit von Großinsekten in Bereichen mit niederer oder schütterer Bodenvegetation dürfte dabei der Schlüsselfaktor sein. Die Reviere bestanden im Schnitt zu rund 70 % aus Wiesen, 15 % aus Äckern und zu jeweils fünf Prozent aus Obstbaumbeständen und offenem Boden (vorwiegend Kartoffelfelder). Dieses slowakische Vorkommen lag in einem hügeligen Obstbaugebiet mit steilen Hängen, die Brutreviere fanden sich hier vorwiegend in der Umgebung von Ge-

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

höften in südexponierten Lagen (KRIŠTÍN 1995, WIRTITSCH et al. 2001). Im afrikanischen Winterquartier ist der Schwarzstirnwürger in Akaziensavannen und Dornbuschsteppen zu finden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, DVORAK et al. 1993)

80.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Die ausführlichste populationsbiologische Untersuchung wurde in den Jahren 1989-1997 in der zentralen Slowakei durchgeführt. Der Bruterfolg lag in den Jahren 1989-1995 für 62 Nester bei 3,98 Jungvögeln/begonnener Brut, 70,4 % aller gelegten Eier ergaben 14tägige Jungvögel (KRIŠTÍN 1995). Der Anteil an Nestern mit komplettem Brutverlust lag 1996 bei 19 von 61 (31 %) und 1997 bei 11 von 52 Nestern (21 %), der Hauptgrund für Brutverluste war die Plünderung durch Elstern; Verluste durch ungünstige Witterungsbedingungen kamen nur in drei Fällen vor (KRIŠTÍN et al. 2000). Diese sehr hohe Erfolgsrate in einer für die Art noch sehr günstigen extensiven Kulturlandschaft wird (wurde) andernorts in Mitteleuropa bei weitem nicht erreicht. Bei Heidelberg führten von 34 Bruten nur 12 (35%) zum Ausfliegen von Jungvögeln (HANTGE 1957). Ungünstige Witterungsbedingungen führten vor allem in den heute fast vollständig geräumten Brutgebieten im westlichen Mitteleuropa oft zu hohen Verlusten: In Rheinland-Pfalz gingen von 147 kontrollierten Bruten 33,5 % bis zum 8./9. Lebenstag der Jungen durch Witterung oder Prädation verloren. Der Anteil erfolgloser Bruten schwankte dabei in den Jahren 19601964 zwischen sieben und 36 %, stieg aber in den nasskalten Sommern 1965-1967 auf 50-75% (NIEHUIS 1968).

Die Brutortstreue dürfte beim Schwarzstirnwürger in der Regel gering sein, doch deutet das manchmal jahrelange Festhalten isolierter Einzelpaare an bestimmten Standorten doch auf ein fallweises Festhalten am vorjährigen Brutgebiet hin. In einem Untersuchungsgebiet bei Heidelberg kehrten nur acht (29 %) der beringten Brutvögeln zurück. Von diesen siedelten sich drei Männchen und drei Weibchen 0,6 bis 3 km vom Vorjahresrevier an, nur jeweils ein Männchen und Weibchen waren reviertreu (HANTGE 1957). Die Geburtsortstreue von Jungvögeln dürfte noch geringer sein: In der zentralen Slowakei wurde von 183 beringten Nestlingen kein einziger im Untersuchungsgebiet wiedergefunden, von den vier beringten Altvögel kehrte immerhin ein Weibchen zurück und siedelte sich 500 m entfernt vom vorjährigen Revier an (KRIŠTÍN 1995). Auf eine ähnlich geringe Rückkehrrate deuten Befunde aus Süddeutschland, hier brütete von 279 nestjung beringten Schwarzstirnwürgern nur einer im folgenden Jahr 200 m vom Geburtsnest entfernt; ein anderer kehrte in dessen nähere Umgebung zurück (MATTHES 1965, HANTGE 1957).

Zur Reviergröße liegen Angaben aus der Slowakei vor: Die Größe von 14 Revieren schwankte zwischen 2,9 und 14,6 Hektar, im Mittel lag sie bei 6,2 Hektar. Isolierte Reviere, die nicht in direktem Kontakt zu anderen Revieren standen waren größer (im Mittel 9,3 ha gegenüber 3,9 ha) als solche, die sich in einem lokalen Dichtezentrum befanden (KRIŠTÍN 1995).

Wanderungen: Der Schwarzstirnwürger ist ein Langstreckenzieher, dessen Winterquartier im südlichen Afrika liegt. Die Schwerpunkte liegen in Namibia und Botswana, in geringerer Zahl überwintert die Art auch in weiter südlich oder weiter nördlich gelegenen Gebieten. Die Auflösung der Familien erfolgt Ende Juli/Anfang August, der Wegzug beginnt in Mitteleuropa Anfang August, erreicht Ende August/Anfang September den Höhepunkt und klingt Mitte September aus. In Ägypten beginnt der Herbst-Durchzug Anfang August und hält bis Anfang Oktober an, in Zimbabwe treffen die ersten Vögel Ende Oktober ein, das Hauptkontingent aber erst Mitte November. Im Winterquartier in Transvaal halten sich Schwarzstirnwürger von Mitte November bis Mitte April auf. Der Heimzug zieht sich in Ostafrika von Anfang März bis Anfang Mai und ist im April am stärksten, in Nordägypten dauert er von Anfang April bis Mitte Mai, in Zypern fällt der Zuggipfel auf die Monatswende April/Mai (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

80.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Brutgebiet des Schwarzstirnwürgers reicht von Südfrankreich über das südliche Osteuropa und das östliche Mittelmeergebiet bis in die Halbwüsten Zentralasiens. Im Südosten erreicht sein Areal die südöstliche Türkei, den nordwestlichen Iran und Afghanistan, im Nordosten wird die Dsungarei im Nordwesten Chinas sowie der äußerste Osten Kasachstans erreicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Europa: Schwarzstirnwürger brüten in 20 europäischen Staaten, der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne die Türkei) auf 67.000-220.000 Paare geschätzt. Die größten Vorkommen finden sich in Rumänien (30.000-70.000 Paare), Moldawien (10.000-15.000) und Ungarn (5.000-8.000), sehr gute Bestände unbekannter Größe (aber mindestens 10.000 Paare) beherbergen Russland und die Türkei (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 3.000-5.100 Brutpaare.

Tabelle: Brutbestände des Schwarzstirnwürgers in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	0-2	1998-2002
Frankreich	45-52	1997
Griechenland	2.000-3.000	
Italien	1.000-2.000	1988-1997
Spanien	45-90	

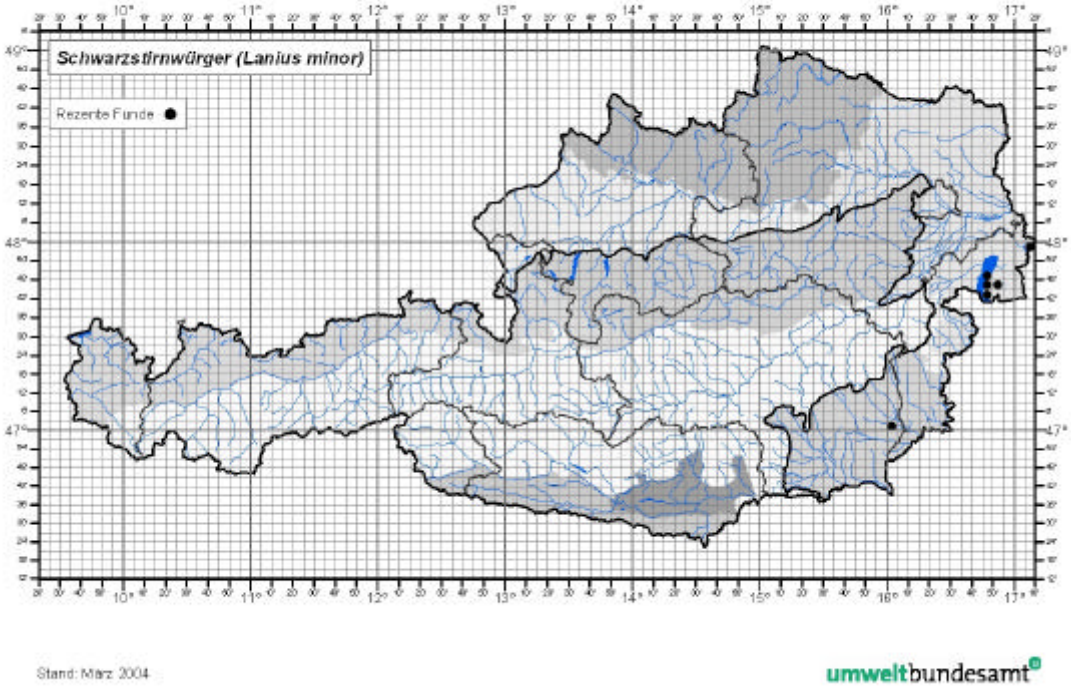
Österreich/Verbreitung: Der Schwarzstirnwürger war noch in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ein in Niederösterreich, Burgenland und der südöstlichen Steiermark weit verbreiteter Brutvogel, in Kärnten und Oberösterreich brütete er sehr lokal. Alle diese Vorkommen sind nunmehr erloschen, auch der letzte regelmäßig besetzte Brutplatz im Seewinkel ist seit einigen Jahren nicht mehr besetzt.

Österreich/Brutvorkommen: *Burgenland:* Im Seewinkel wurden 1994-2000 jeweils 1-2 besetzte Reviere festgestellt, die letzte nachgewiesene Brut fällt auf das Jahr 1999. 2001 und 2002 gelangen keine Beobachtungen brutverdächtiger Schwarzstirnwürger (ABÖ). Im Heideboden bei Deutsch-Jahrndorf existiert ein kleines Vorkommen weniger Paare auf ungarischer Seite; zuletzt wurden in den Jahren 1998-2000 Einzelvögel und Paare mit Jungvögel im unmittelbaren Grenzbereich und teils auch knapp auf österreichischem Gebiet beobachtet (H. WURM ABÖ). *Steiermark*: Nachdem der steirische Brutbestand Ende der 1970er Jahre erloschen war, siedelte sich in den Jahren 1991-1994 wiederum eine einzelnes Paar im Bezirk Fürstenfeld an (SAMWALD & SAMWALD 1993).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland*: Im nördlichen Landesteil war die Art in den 1950er Jahren ein verbreiteter Brutvogel, die meisten Vorkommen sind in den 1960er und 1970er Jahren erloschen, nur noch das Restvorkommen im Seewinkel bestand auch bis in die 1980er Jahre hinein (DVORAK et al. 1993). Im Südburgenland war der Schwarzstirnwürger lokal bis in die 1960er Jahre häufig, der letzte Brutzeitnachweis gelang bereits 1974 (SAMWALD & SAMWALD 1990). *Niederösterreich*: Bis in die 1960er Jahre hinein war die Art zumindest im östlichen Wald- und im Weinviertel, im Tullner Feld und im Marchfeld ein verbreiteter Brutvogel. Alle diese Vorkommen sind im Verlauf der 1970er Jahre erloschen (DVORAK et al. 1993). *Oberösterreich*: In den ersten beiden Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

war der Schwarzstirnwürger noch Brutvogel zwischen Linz und Wels, Bei Steyr bestand noch in den 1950er Jahren Brutverdacht (ERLACH & MAYER 1968). *Steiermark*: Das ehemalige Brutgebiet umfasst die Ost- und Südoststeiermark, das Grazer Becken und randlich die Weststeiermark. Alle diese Vorkommen sind im Verlauf der 1960er und 1970er Jahre erloschen, der letzte Brutnachweis gelang 1979 im Bezirk Feldbach (SAMWALD & SAMWALD 1993). In *Kärnten*: war die Art bis in die 1950er Jahre Brutvogel im Zollfeld, die letzte Brut wurde 1970 gemeldet (WRUSS 1986).



80.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2/declining, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Den drastischen Arealverlusten entspricht eine ebenso drastische Bestandsabnahme in den letzten Jahrzehnten. Auffallend ist, das auch starke Teilpopulationen binnen weniger Jahre erloschen sind. So lag der Brutbestand im Bezirk Fürstenfeld Ende der 1960er Jahre noch bei etwa 50 Paaren, 1977 kam es hier zur (vorläufig) letzten Brut (SAMWALD & SAMWALD 1993). Im Seewinkel und auf der Parndorfer Platte muss ein ähnlicher Einbruch von einem sogar größeren Ausgangsbestand in der ersten Hälfte der 1970er Jahre stattgefunden haben, zu Beginn der 1980er Jahre brüteten nur noch 6-9 Paare. Diese Zahl hielt sich bis 1993 relativ konstant mit z. B. 1991 7-9, 1992 9-10 und 1993 5-7 Revieren (DVORAK & ZUNA-KRATKY 1993), 1994 kam es aber zum fast völligen erlöschen des Vorkommens, es kehrte nur mehr ein Paar zurück (ABÖ).

Gefährdungsursachen: Als hauptsächliche Rückgangsursache sind für die Vorkommen im mitteleuropäischen Agrarland landwirtschaftliche Intensivierungen verantwortlich. Für den

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Schwarzstirnwürger als spezialisierten Großinsektenjäger sind dabei die Aufgabe exetensiver Grünlandnutzung, vermehrter Pestizideinsatz und die Schaffung großflächiger Monokulturen Faktoren, die zu einer drastischen Verknappung des Nahrungsangebots geführt haben müssen und letztendlich für das Erlöschen vieler Populationen verantwortlich waren. An den Rändern des Verbreitungsgebiets sind zusätzlich Witterungsfaktoren (nass-kalte Wetterereignisse zur Zeit der Jungenaufzucht) für anhaltend niedere Bruterfolge verantwortlich und haben letztendlich zusammen mit der Verschlechterung der Lebensraumsituation zur Räumung vieler Vorkommen geführt. Weitere negative Faktoren sind die gebietsweise hohe Prädation durch Corviden, vor allem durch die Elster sowie die unbekannten Einflüsse von Pestizideinsatz im Winterquartier und auf dem Zugwegen. Der plötzliche Einbruch von Kleinvorkommen wie im Seewinkel (1993/94 von 9-10 auf ein Brutpaar) kann nicht allein auf Habitatverschlechterungen zurückgeführt werden, sondern deutet Probleme auf dem Zug oder im Winterquartier an.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Wie für viele andere Arten mit ähnlichen Ansprüchen an Lebensraum und Beuteangebot können Schutzmaßnahmen in mitteleuropäischen Agrarlandschaften nur in der Erhaltung oder Wiederschaffung von extensiven Bewirtschaftungssystemen bestehen. Für den Schwarzstirnwürger als Großinsektenjäger ist ein ausreichendes Angebot an geeigneten Beutetieren von zentraler Bedeutung. Notwendige Maßnahmen bestehen daher auch in einer wesentlichen Reduktion des Pestizideinsatzes in ehemaligen und auch heute noch potentiell geeigneten Vorkommensgebieten sowie flankierend die Erhaltung von Einzelbäumen, Baumreihen, Streuobstflächen, Hecken und Feldrandstreifen. Der Schwarzstirnwürger ist für Areal- und Bestandsfluktuationen an den Rändern des Verbreitungsgebiets bekannt und besitzt daher ein Ausbreitungspotential, das eine Wiederbesiedlung zumindest an einigen noch immer für die Art als Lebensraum geeigneten Stellen (z. B. im Nordburgenland) möglich scheinen lässt.

80.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Schwarzstirnwürgers weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

80.1.9 Kartierung

Als Vogelart die offene Landschaften bewohnt und häufig freistehende Warten nutzt, ist der Schwarzstirnwürger relativ leicht durch Sichtbeobachtungen zu kartieren. Während die Art zur Zeit des Nestbaus und der Jungenfütterung und -führung sehr auffällig ist, können einzelne Paare während der Bebrütungsphase leicht unentdeckt bleiben.

80.1.10 Wissenslücken

Angesichts der Tatsache, dass das Vorkommen der Art in Österreich derzeit vermutlich erloschen ist, sind spezielle Erfassungsprogramme nicht erforderlich. Potentielle Brutplätze im nördlichen Burgenland sollten allerdings in regelmäßigen Abständen speziell auf eine (Wieder) auftreten des Schwarzstirnwürgers hin kontrolliert werden.

80.1.11 Literatur

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

DVORAK, M. & ZUNA-KRATKY, T. (1993) Zur aktuellen Situation ausgewählter Kulturlandvögel im Neusiedlersee-Gebiet. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 4: 125-138.

ERLACH, O. & MAYER, G. (1968): Über das Vorkommen der Würger in Oberösterreich. Egretta 11: 28-40.

FRÜHAUF, J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1993) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/2: Passeriformes 4/2: *Sittidae-Laniidae*. AULA Verlag, Wiesbaden. 800 pp.

HAENSEL, J. (1963): Vom Schwarzstirnwürger im nordöstlichen Harzvorland, seine Bestandsschwankungen und ihre vermutlichen Ursachen. Beitr. Vogelkde 8: 353-360.

HAENSEL, J. 1964): Zur Ernährungsbiologie des Schwarzstirnwürgers nach Gewölluntersuchungen im nördlichen Harzvorland. Beitr. Vogelkde 10: 199-210.

HANTGE, E. (1957): Zur Brutbiologie des Schwarzstirnwürgers. Vogelwelt 78: 137-147.

KRIŠTÍN, A. (1991): Brutbestand und Brutbiologie des Schwarzstirnwürgers (*Lanius minor*) in der Mittelslowakei (Tschechoslowakei). Orn. Mitt. 43: 131-133.

KRIŠTÍN, A. (1995): Why the Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*) survives in Slovakia: Food and habitat preferences, breeding biology. Folia Zool. 44: 325-334.

KRIŠTÍN, A.; HOI, H.; VALERA, F. & HOI, CH. (2000): Breeding biology and breeding success of the Lesser Grey Shrike *Lanius minor* in a stable and dense population. Ibis 142: 305-311.

MATTHES, W. (1965): Zur Verbreitung und Biologie des Schwarzstirnwürgers in Rheinhessen. Orn. Mitt. 17: 91-98.

NIEHUIS, M. (1968): Die Bestandsentwicklung des Schwarzstirnwürgers in Deutschland unter be- sonderer Berücksichtigung des Nahetales und Rheinhessens. Mainzer naturw. Archiv 7: 185-224.

PANOW, E.N. (1983): Die Würger der Paläarktis. Neue Brehm-Bücherei 557, Ziemsen-Verlag, Wittenberg-Lutherstadt. 196 pp

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1990): Die Vogelwelt der Bezirke Güssing und Jennersdorf. Natur u. Umwelt im Burgenland, Sonderheft 1990/1: 1-39.

SAMWALD, O. & SAMWALD, F. (1993): Die historische Brutverbreitung und aktuelle Situation des Schwarzstirnwürgers (*Lanius minor*) in der Steiermark. Egretta 36: 1-8.

SCHMIDT, E. (1980): Untersuchungen zur Nahrungsökologie des Schwarzstirnwürgers. Ökologie der Vögel 2: 177-188.

WARNCKE, K. (1958): Zur Brutbiologie des Schwarzstirnwürgers. Vogelwelt 79: 177-181.

WIRTITSCH, M.; HOI, H.; VALERA, F. & KRIŠTÍN. A: (2001): Habitat composition and use in the Lesser Grey Shrike *Lanius minor*. Folia Zool. 50: 137-150.

WRUSS, W. (1986): Kärntens bedrohte Vogelwelt. Carinthia II 176/96: 591-608.

80.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Schwarzstirnwürger war bis vor kurzem nur mehr in einem SPA (Neusiedler See-Seewinkel) regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Der Schwarzstirnwürger wurde in diesem Gebiet seit 2000 nicht mehr als Brutvogel nachgewiesen. Da die Art seit den 1950er Jahren einem dramatischen Bestandsrückgang unterlegen ist, ist der Erhaltungszustand „A“ in den nächsten Jahrzehnten mit Sicherheit nicht zu erreichen, weshalb hier auch keine Kriterien dafür angegeben werden.

80.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

80.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung	Entfällt	Der Bestand nimmt in einem Zeitraum von 10 Jah-	Der Bestand liegt 2010 unter 10 Brutpaaren oder die

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

		ren ab 2000 auf 10 Brutpaare zu	Art brütet nicht alljährlich

80.3 Bewertungsanleitung

80.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

80.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Entfällt

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

81 A379 *EMBERIZA HORTULANA*

81.1 Schutzobjektsteckbrief

81.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Ortolan

Englisch: Ortolan Bunting, Französisch: Bruant ortolan,Italienisch: Ortolano, Spanisch: Escribano hortelano

81.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ordnung Passeriformes – Sperlingsvögel, Familie Ammern – Emberizidae

Merkmale: Beine und Schnabel beigerosa, deutlich gelblichweißer Augenring, kräftig dunkel gestreifte, graubraune Oberseite, hellgelblicher Kinnstreif, Kopf und Brust grüngrau, Bauch und Flanken (beim Männchen) orangebraun. Weibchen und Jungvögel im ersten Winterkleid sind allgemein blasser gefärbt und an Kopf, Brust, Flanken und Bauch fein gepunktet oder gestrichelt.

81.1.3 Biologie

Sozialverhalten: Ortolane besetzen zur Brutzeit kleine Reviere in denen überwiegend auch die Nahrung gesucht wird. Trotz ausgeprägten Revierverhaltens stehen zumindest die Männchen zur Brutzeit in sozialem Kontakt zu Artgenossen. Männchen singen oft nur 25-50 m voneinander entfernt, verteidigen aber weder die Umgebung des Neststandortes noch die Singwarten und suchen auf neutralem Gebiet gemeinsam Nahrung. Die Reviere zeigen oft auffällige Häufungen, Einzelreviere sind selten. Am Zug tritt der Ortolan einzeln oder in losen Trupps auf. Auch an den Rastplätzen bleibt die Art einzeln oder in kleinen Trupps. Zu gewissen Gelegenheiten (z. B. knapp nach Ankunft im Brutgebiet) können an Nahrungsplätzen gelegentlich größere Ansammlungen entstehen; im Winterquartier wurden verschiedentlich Trupps von bis zu oder auch mehr als 100 Exemplaren entdeckt.

Fortpflanzung: Ortolane leben in monogamer Saisonehe, die Verpaarung erfolgt nach Ankunft im Brutgebiet, in Einzelfällen schon davor. Die Nester werden am Boden angelegt, gut vor Regen und Sicht von oben geschützt. Bei Nestern in Getreideäckern muss die Vegetation eine minimale Höhe von 10-15 cm aufweisen, darf jedoch andererseits 30 cm nicht überschreiten. In Mitteleuropa kommen die Brutvögel in der letzten April- und ersten Mai-Dekade an den Brutplätzen an, die Reviere werden wenige Tage später besetzt. Der Brutbeginn fällt überwiegend in die zweite und dritte Mai-Dekade. Die Gelegegröße liegt zwischen drei und sechs Eiern, am häufigsten sind Fünfergelege. Bei Nestverlust kommt es zu Nachgelegen, echte Zweitbruten sind hingegen die Ausnahme. Die Bebrütung des Geleges dauert 11-13 Tage, die Jungvögel verbleiben 8-10 Tage im Nest und sind nach weiteren 3-5 Tagen flugfähig. Nestbau und Bebrütung erfolgen allein durch das Weibchen, an der Fütterung der Jungen sind beide Partner beteiligt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997).

Nahrung und Nahrungssuche: Zur Brutzeit ernähren sich Ortolane vorwiegend von Insekten, je nach Gebiet dominieren in der Nahrung der Altvögel Heuschrecken, Schmetterlingslarven und bestimmte Käferarten, andere Insektengruppen finden sich nur in kleinen Anteilen. Nach Ankunft im Brutgebiet und nach Beendigung der Brut werden von den Altvögel auch Vegetabilien in größerem Ausmaß verzehrt. Die Nestlingsnahrung besteht aus Dipteren, Heuschrecken, Schmetterlingslarven, Regenwürmern und Ameisen. Beutetiere aus Halsringproben von Nestlingen aus dem Wallis (Trockenrasen) enthielten Heuschrecken (68,3 %), Schmetterlinge,

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

hauptsächlich Larven (9,1 %), Käfer (5,0 %); weiters in geringen Anteilen Zweiflügler, Spinnen, Hautflügler, Blattläuse, Fangschrecken und Schnecken (KEUSCH 1991). Die Nahrungszusammensetzung in Agrarlandschaften kann sich im Vergleich zu diesem naturnahen Habitat deutlich unterscheiden: In Westfalen bilden Schmetterlingsraupen den bedeutendsten Teil der Nahrung, daneben wurden auch Käfer und Larven der Rübenfliege in größerer Zahl aufgenommen. Die Nestlingsnahrung bestand hier zu Beginn zum Großteil aus Schmetterlingsraupen, erst zu Ende der Fütterungszeit wurden auch andere Insekten (v.a. Käfer) in größerer Zahl verfüttert (CONRADS 1968).

Die Nahrungssuche erfolgt hauptsächlich am Boden in kurzer Vegetation, an Landstraßen, Feldwegen, wenig bewachsenen Stellen in Getreidefeldern, auf Hackfruchtäckern, Brachland und in Weingärten. In Ackerbaugebieten werden Bäume nicht nur als Singwarten, sondern vor allem Eichen und Obstbäume auch als Nahrungshabitat genutzt. Insekten können im Rüttelflug vom Blattwerk abgelesen oder auch in der Luft gefangen werden (CONRADS 1969, KEUSCH & MOSIMANN 1984).

81.1.4 Autökologie

Lebensraum: Der Ortolan besiedelt baumloses, steppenartiges oder teilweise offenes Gelände. Zum Nahrungserwerb benötigt die Art niedrig oder lückig bewachsenen Boden mit vegetationsfreien Stellen, zweites wichtiges Requisit sind Singwarten. Diese Warten können Bäume, Sträucher, Felsblöcke, Hecken, Leitungsdrähte und Dachfirste sein, wenn solche Strukturen nicht vorhanden sind genügen auch stärkere Halme. Wichtig ist, das die Baumschicht einen Deckungsgrad von maximal 20-30 % aufweist. Singwarten am Waldrand werden ebenfalls angenommen. In der reinen Agrarlandschaft werden in der Regel nur Gebiete mit Bäumen besiedelt, da diese auch als Nahrungsquelle, Sicherungs- und Warnposten sowie (bei Regen) als Schlafplätze Bedeutung haben. In naturnäheren Biotopen (z. B. in der offenen Felsensteppe) kommt der Ortolan auch ohne Bäume aus, sofern zumindest Felsblöcke und Zwergsträucher vorhanden. Die Art ist vor allem in trocken-warmen Landschaften zu finden, in Gegenden mit höheren Niederschlagsmengen ist das Vorhandensein von wasserzügigen Böden (meist Sand- oder Kies, aber auch steinige Trockenhänge) wichtig; feuchte, grundwassernahe Böden werden zumeist gemieden. Ortolane brüten in den verschiedensten Landschaftstypen: Besonders im Süden ist die Art oft in Trocken- und Magerrasen zu finden, andernorts werden Brachland an südexponierten Hängen, kleinräumig strukturierte Weingärten, kleinparzelliges Ackerland mit hoher Kulturenvielfalt, Obstgärten, Weideflächen über und unter der Baumgrenze und auch abgetorfte Hochmoore besiedelt. Im Norden Europas brüten Ortolane in reich strukturiertem Weideland, in Grünland in Waldrandnähe, auf Kahlschlägen, Lichtungen und Heiden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Das in Österreich verbliebene Vorkommen im Inntal liegt in einer kleinräumig genutzten Ackerlandschaft mit geringem Grünlandanteil mit wenigen Einzelbäumen, aber nahegelegenen Waldgebieten. Als Warten dienen den Männchen hier vorwiegend Heuschober, Strom- und Telefonleitungen und Strommasten. Die übrigen österreichischen Vorkommen befanden sich in obstbaumreichen Agrarlandschaften die kleinräumig genutzt wurden. Weingärten, Hackfruchtfelder, Getreideäcker, Brachen und Wiesen lagen in diesen Gebieten mosaikartig verzahnt nebeneinander. Im Agrarland Mitteleuropas ist vor allem das Vorhandensein kleiner, unterschiedlich bewirtschafteter Parzellen wichtig; nur dadurch ist sichergestellt, dass die Habitatansprüche der Art auch in deren kleinen Revieren erfüllt sind. So fanden sich in Franken von 545 Ortolan-Revieren 177 (32,5 %) in Parzellen mit einer Größe unter einem Viertel Hektar, 299 (54,8 %) in Parzellen unter einem halben Hektar und nur 69 (15,2 %) in Parzellen, die größer als ein halber Hektar waren (LANG et al. 1990).

81.1.5 Populationsökologie

Populationsdynamik: Es liegen mehrere Langzeituntersuchungen zur Populationsdynamik der Art vor, vor allem aus Deutschland und der Schweiz. Im schweizerischen Wallis betrug der

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Gesamtbruterfolg in sechs Untersuchungsjahren 2,5-3,1 (im Mittel 2,8) flügge Junge/Brutpaar; die Hauptursache von Verlusten ist hier Prädation, witterungsbedingte Ausfälle sind selten (KEUSCH 1991). In einer Population in Russland flogen hingegen pro Nest nur 1,5 Jungvögel aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Über den Bruterfolg in mitteleuropäischen Agrarlandschaften liegen Zahlen aus Nordbayern vor: hier ergaben drei Untersuchungsjahre sehr unterschiedliche Ergebnisse, 1990 flogen aus 17 Nestern 3,8 Jungvögel/Nest aus, 1991 und 1992 jedoch nur 2,8 bzw. 2,7 (16 und 12 Nester). Der geringere Erfolg in den Jahren 1991 und 1992 ist die Folge ungünstiger Witterungsbedingungen (nasskalt), die in den meisten Jahren zu hohen Brutverlusten führen. Der tatsächliche Erfolg pro begonnener Brut ist allerdings niederer anzusetzen, da die meisten Nester erst während der Fütterungsperiode gefunden wurden (LANG 1994). Die Überlebensrate von einjährigen Vögeln lag im Wallis bei 26 %, diejenige von mehrjährigen Vögeln bei 77 % (KEUSCH 1991). Die Mortalitätsrate bei einer im Bestand stark rückläufigen und schließlich erloschenen Population in Westfalen wurde auf 54 % geschätzt (CONRADS & QUELLE 1986). Männchen sind extrem reviertreu (CONRADS 1968). Im Wallis konnte Reviertreue für Männchen über maximal acht Jahre hinweg nachgewiesen werden, bei Weibchen lag sie bei maximal vier Jahren (KEUSCH 1991). In der mitteleuropäischen Agrarlandschaft mit sich ständig verändernden standörtlichen Bedingungen ist die Reviertreue jedoch weniger ausgeprägt als in naturnahen Lebensräumen (CONRADS & QUELLE 1986).

Wanderungen: Der Ortolan ist ein Langstreckenzieher und überwintert südlich der Sahara in den Gebirgen und Hochflächen aber auch in Dornbuschsavannen Ost- und Westafrikas nördlich des Äquators. In kleiner Zahl überwintert die Art auch im Süden der Arabischen Halbinsel. Die Ausdehnung und die Schwerpunkte des Winterquartiers sind nur wenig bekannt, doch ist die Nachweisdichte in Westafrika geringer als in Ostafrika. Besonders wichtige Überwinterungsgebiets dürften die Gebirge und Hochländer in Äthiopien sowie im Sudan sein. Der Wegzug beginnt in Mitteleuropa im 2. Augustdrittel und dauert bis Mitte, seltener Ende September. Die Zugzeit im Süden der Iberischen Halbinsel liegt zwischen Ende August bis Anfang Oktober, in Ägypten zwischen Mitte August bis Mitte Oktober. Der Heimzug setzt Mitte März ein, und dauert auf Malta von Ende März bis Ende Mai (Gipfel im April), in Ägypten von Mitte März bis Anfang Mai. Im südlichen und westlichen Mitteleuropa setzt der Frühjahrszug ab Mitte April ein und erreicht Ende April/Anfang Mai den Höhepunkt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997).

81.1.6 Verbreitung und Bestand

Global: Das Verbreitungsgebiet des Ortolans beschränkt sich auf die westliche Paläarktis, er besiedelt hier ein etwas aufgesplittertes Areal in der in der borealen, gemäßigten, mediterranen und Steppenzone. Ozeanische Klimaverhältnisse meidet die Art, sie ist aber auch in trockenwarmen kontinentalen Bereichen nur in wenigen Gebieten wirklich flächig verbreitet und fast überall eher selten. Im Süden reicht das Areal von der Iberischen Halbinsel über die Mittelmeerländer ostwärts bis in den Iran (Nordafrika wird nicht besiedelt), im Norden von den Niederlanden und Süd-Skandinavien quer durch die Steppenzone und den Südrand der borealen Zone bis in die nordwestliche Mongolei (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997).

Europa: Der Ortolan ist in Europa (inklusive der Türkei) in 30 Staaten regelmäßiger Brutvogel. Der europäische Brutbestand wurde Mitte der 1990er Jahre (ohne die Türkei) auf 500.000-1.000.000 Paare geschätzt. Die größten Vorkommen finden sich in Spanien (200.000-225.000 Paare), Finnland (150.000-200,000) und Polen (60.000-120.000) (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000).

Europäische Union: Der Brutbestand der Europäischen Union belief sich in den 1990er Jahren auf 400.000-520.000 Brutpaare.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Tabelle: Brutbestände des Ortolans in der Europäischen Union. Nach Daten in BIRDLIFE INTERNATIONAL/ EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000).

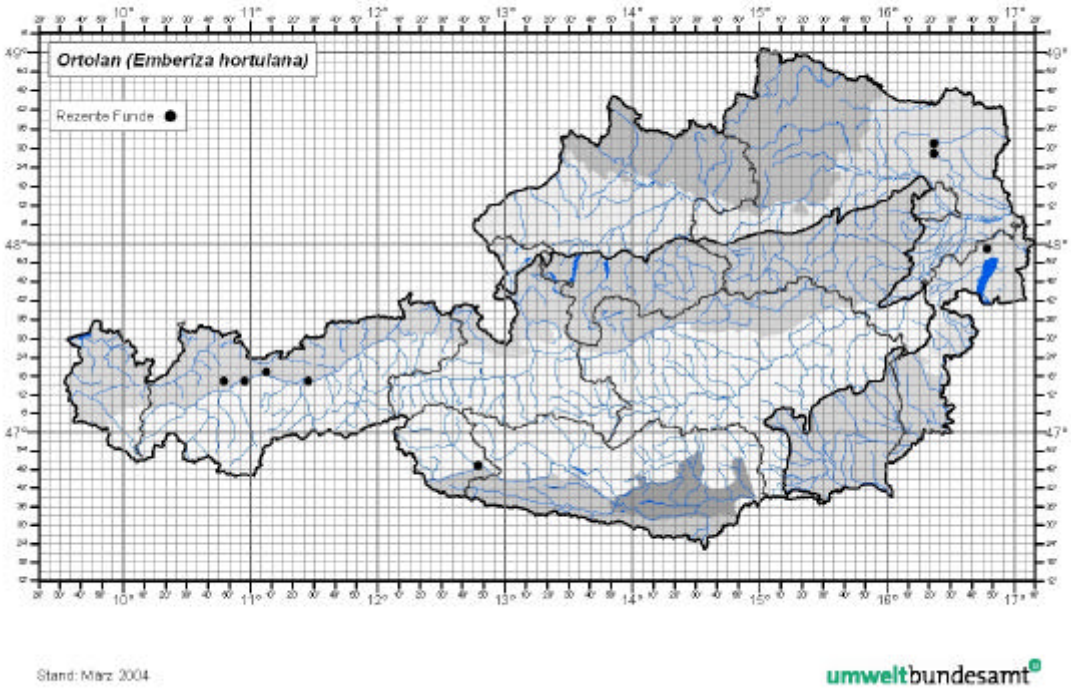
Land	Brutpaare	Zeitraum
Österreich	15-25	1998-2002
Belgien	0-3	1991
Dänemark	0-1	1994
Deutschland	4.000-5.000	1996
Finnland	150.000-200.000	1990-1995
Frankreich	12.000-23.000	1990
Griechenland	20.000-30.000	1997
Italien	4.000-8.000	1988-1997
Niederlande	25-35	1985
Portugal	1.000-10.000	1989
Schweden	4.600-7.000	1990
Spanien	200.000-225.000	

Österreich/Verbreitung: Das einzige verbliebene regelmäßig besetzte Brutgebiet Österreichs liegt im Inntal in Tirol.

Österreich/Brutvorkommen: *Tirol:* Das derzeit einzige noch bestehende österreichische Brutvorkommen liegt im Inntal bei Stams westlich von Innsbruck. Der derzeitige Bestand in diesem Gebiet liegt zwischen 15 und 20 Revieren (M. & J. POLLHEIMER unveröff.).

Österreich/erloschene oder unregelmäßige Brutvorkommen: *Burgenland*: Ende der 1960er Jahre war die Art noch lokaler Brutvogel am Ostfuß des Leithagebirges (ABÖ). Das letzte Vorkommen im Hanftal bei Jois hielt sich bis Mitte der 1990er Jahre (NEMETH 1994a, ABÖ). *Niederösterreich*: Ehemals Brutvogel im nordwestlichen Waldviertel, im Weinviertel, in der Wachau und an der Thermenlinie, alle diese Vorkommen sind seit den 1950ern bis in die 1970er Jahre erloschen oder bis auf kleine Reste geschrumpft (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). Am längsten hielt sich der Ortolan im westlichen und nördlichen Weinviertel behauptet, die letzten vier Restvorkommen von jeweils 2-5 singenden Männchen hielten sich hier bis in die späten 1980er und frühen 1990er Jahre (KUTZENBERGER 1994a). 2001 wurde zwar wiederum ein singendes Männchen im nördlichen Weinviertel entdeckt, doch blieben mehrjährige Nachsuchen in anderen früheren Vorkommensgebieten erfolglos (ABÖ). *Kärnten*: Brutvorkommen wurden aus dem oberen Drautal und dem oberen Gailtal bekannt, diese wurden letztmals 1977 bzw. 1983 bestätigt (NEMETH 1994b, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997). *Tirol*: Von den noch in den 1970er Jahren bekannten rund 10 Einzelvorkommen im oberen Inntal waren zu Beginn der 1990er Jahre noch fünf besetzt; Mitte der 1990er Jahre noch drei (LENTNER 1994, 1997). Weiters bestand in Osttirol ein Vorkommen im Lienzer Becken, das bis Mitte der 1990er Jahre bestätigt werden konnte (LENTNER 1997); Nachsuchen in den Jahren 1996-2000 ergaben allerdings keine weiteren Nachweise (MORITZ & BACHLER 2001).

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/



81.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Weltweit: ungefährdet, Europa: SPEC 2/vulnerable, Rote Liste Österreich: CR (critical/vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Vogelschutzrichtlinie: Anhang I, Berner Konvention: Anhang III, Bonner Konvention: nicht enthalten

Entwicklungstendenzen: Den drastischen Arealverlusten entspricht eine ebenso drastische Bestandsabnahme in den letzten Jahrzehnten. So wurden im Weinviertel bei stichprobenhafter Erfassung Mitte der 1960er Jahre noch mindestens 200 singende Männchen erfasst (STEINER & HÜNI-LUFT 1971), 1986-1988 konnten im selben Gebiet nur noch 10-15 Sänger nachgewiesen werden (KUTZENBERGER 1994a).

Gefährdungsursachen: Als hauptsächliche Rückgangsursache sind für die Vorkommen im mitteleuropäischen Agrarland landwirtschaftliche Intensivierungen verantwortlich (KUTZENBERGER 1994b). Von besonderer Bedeutung sind dabei der Verlust kleinstrukturierter und kleinparzelliger Agrarlandschaften durch Grundstückszusammenlegungen und die Schaffung von großflächigen Schlägen mit dichten und raschwüchsigen Monokulturen, die Reduktion der kleinräumigen Vielfalt an Kulturen, die Beseitigung von Kleinstrukturen wie Einzelbäumen, Hecken und Ackerrandstreifen, der Verlust von Streuobstgärten, die Schlägerung von Alleebäumen, der vermehrte Pestizideinsatz und die dadurch bedingte Verarmung des Insektenangebots sowie die Versiegelung von Feldwegen (siehe u.a. KUTZENBERGER 1994, LANG et al. 1990, IKEMEYER & VON BÜLOW 1995, MEIER-PEITHMANN 1994). Zusätzliche Verluste am Zug und im Winterquartier (Ortolane werden in manchen Gebieten des Mittelmeeraumes nach wie vor für Speisezwecke gefangen) könnten für kleine, isolierte und daher schon aus demographischen Gründen besonders gefährdete Vorkommen das endgültige Aus bedeutet haben.

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen in mitteleuropäischen Agrarlandschaften müssen in der Erhaltung oder Wiederschaffung von extensiven Bewirtschaftungssystemen bestehen. Besonders wichtig ist die Erhaltung von kleinen Parzellen, die mit verschiedenartigen Kulturen bebaut werden und zu unterschiedlichen Zeitpunkten ein Nebeneinander von vegetationsarmen und deckungsreichen Standorten ermöglichen. Von großer Bedeutung ist eine Reduktion des Pestizideinsatzes in bestehenden und potentiellen Vorkommensgebieten sowie die Erhaltung von Einzelbäumen, Baumreihen, Streuobstflächen, Hecken und Feldrandstreifen (KUTZENBERGER 1994b). Ein konkretes und detailliertes Maßnahmenpaket ist in LANG et al. (1990) zu finden. Geeignete Maßnahmen können durch die agrarpolitischen Förderinstrumente der EU, insbesondere das österreichische Agrarumweltprogramm ÖPUL, umgesetzt werden; als besonders sinnvoll und effizient ist für den Ortolan das Planungsinstrument „Naturschutzplan" anzusehen, das eine gezielte räumliche Verteilung von Maßnahmen auf Betrieben oder in größeren Landschaftsausschnitten (z.B. Gemeinden) ermöglicht.

81.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien von FRÜHAUF (2005) ist Österreich aus internationaler Sicht für die Erhaltung des Ortolans weder im besonderen Maße noch stark verantwortlich.

81.1.9 Kartierung

Ortolane singen auf exponierten Singwarten in hoher Intensität den größten Teil der Brutperiode über. Erfassungen der singenden Männchen und deren Reviere sind daher durch die Revierkartierungsmethode leicht möglich.

81.1.10 Wissenslücken

Die Bestandsentwicklung der Restpopulation im Inntal ist durch seit den späten 1990er Jahren laufende Zählungen gut bekannt. Darüber hinaus sollten ehemalige Vorkommensgebiete regelmäßig auf etwaige Wiederbesiedlungen kontrolliert werden.

81.1.11 Literatur

CONRADS, K. (1968): Zur Ökologie des Ortolans am Rande der Westfälischen Bucht. Vogelwelt Beih. 2: 7-21.

CONRADS, K. (1969): Beobachtungen am Ortolan in der Brutzeit. J. Orn. 110: 379-420.

CONRADS, K & QUELLE, M. (1986): Voorkomen van de Ortolaan in NW-Duitsland: waarnemingen aan een gekleurringde populatie. Limosa 59: 67-74.

DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, 522 pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1997) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 14/3: Passeriformes 5: Emberizidae - Icteridae. AULA Verlag, Wiesbaden. 719 pp.

IKEMEYER, D. & VON BÜLOW, B. (1995): Zum Rückgang der Ortolan-Population am Rande der Hohen Mark bei Haltern/ Westfalen. Charadrius 31: 137-146.

KEUSCH, P. (1991): Vergleichende Studie zu Brutbiologie, Jugendentwicklung, Bruterfolg und Populationsökologie von Ortolan und Zippammer im Alpenraum, mit besonderer Berücksichtigung des unterschiedlichen Zugverhaltens. Diss. Univ. Bern. (zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997)

KEUSCH, P. & MOSIMANN, P. (1984): Vergleichende ökologische Untersuchungen an Ortolan und Zippammer in der Walliser Felsensteppe. Lizentiatsarbeit Univ. Bern. (zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997)

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

KUTZENBERGER, H. (1994a). Bestandesentwicklung des Ortolans (*Emberiza hortulana* L.) und Landschaftsveränderungen im Weinviertel (Niederösterreich) seit 1960. Pp. 79-94 in H.M. STEINER (Hrsg.): 1. Ortolan-Symposium 4.-6. Juli 1992 in Wien. Ergebnisse. Inst. für Zoologie der Univ. für Bodenkultur, Wien. 188 pp.

KUTZENBERGER, H. (1994b): Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*. Pp. 432-433 in G.M. TUCKER & M.F. HEATH: Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series no. 3). BirdLife International, Cambridge, U.K. 600 pp.

LANG, M. (1994). Zur Bedeutung der Agrarphänologie und des Witterungsverlaufs für den Ortolan (*Emberiza hortulana*) und andere bodenbrütende Singvögel der fränkischen Ackerlandschaft. Pp. 31-40 in H.M. STEINER (Hrsg.): 1. Ortolan-Symposium 4.-6. Juli 1992 in Wien. Ergebnisse. Inst. für Zoologie der Univ. für Bodenkultur, Wien. 188 pp.

LANG, M.; BANDORF, H.; DORNBERGER, W.; KLEIN, H. & MATTERN, U. (1990): Verbreitung, Bestandsentwicklung und Ökologie des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Franken. Ökol. Vögel 12: 97-126.

LENTNER, R. (1994). Der Ortolan, *Emberiza hortulana* LINNÉ 1758, in Tirol. Pp. 101-109 in H.M. STEINER (Hrsg.): 1. Ortolan-Symposium 4.-6. Juli 1992 in Wien. Ergebnisse. Inst. für Zoologie der Univ. für Bodenkultur, Wien. 188 pp.

LENTNER, R. (1997). Die aktuelle Verbreitung des Ortolans in Österreich. Pp. 57-60 in B. von Bülow (Hrsg.): 2. Ortolan-Symposium 17.-18. Mai 1996 in Westfalen. Ergebnisse. Verlag Th. Mann, Gelsenkirchen-Buer. 160 pp.

MEIER-PEITHMANN, P. (1994). Der Ortolan im Hannoverschen Wendland: Verbreitung, Siedlungsdichte, Habitat, Bestandsentwicklung. Pp. 147-165 in H.M. STEINER (Hrsg.): 1. Ortolan-Symposium 4.-6. Juli 1992 in Wien. Ergebnisse. Inst. für Zoologie der Univ. für Bodenkultur, Wien. 188 pp.

MORITZ, D. & BACHLER, A: (2001): Die Brutvögel Osttirols. Ein kommentierter Verbreitungsatlas. Eigenverlag, Lienz. 277 pp.

NEMETH, E. (1994a). Der Ortolan im Burgenland. Pp. 95-98 in H.M. STEINER (Hrsg.): 1. Ortolan-Symposium 4.-6. Juli 1992 in Wien. Ergebnisse. Inst. für Zoologie der Univ. für Bodenkultur, Wien. 188 pp.

NEMETH, E. (1994b). Der Ortolan in Kärnten. P. 99 in H.M. STEINER (Hrsg.): 1. Ortolan-Symposium 4.-6. Juli 1992 in Wien. Ergebnisse. Inst. für Zoologie der Univ. für Bodenkultur, Wien. 188 pp.

STEINER, H.M. & HÜNI-LUFT, I. (1971): Verbreitung und Ökologie des Ortolans (*Emberiza hortulana*) im Weinviertel (Niederösterreich). Egretta 14: 44-52.

81.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Der Ortolan ist nur in einem SPA regelmäßiger Brutvogel. Die Indikatoren für den günstigen Erhaltungszustand nehmen daher speziell auf die Situation in diesem Gebiet Bezug. Einzelvorkommen und Gebietsebene sind identisch. Da einerseits der Bestand der Art alljährlich erhoben wird und andererseits die für die Habitatwahl wesentlichen Faktoren kaum durch Habitatindikatoren auszudrücken sind, werden nur Populationsindikatoren angegeben. Da die Art abseits des Inntales bei Stams seit den 1960er Jahren einem dramatischen Bestandsrückgang unterlegen ist, ist der Erhaltungszustand „A“ in den nächsten Jahrzehnten in diesen Gebieten mit Sicherheit nicht zu erreichen, weshalb hier auch keine Kriterien dafür angegeben werden.

81.2.1 Indikatoren für einzelne Vorkommen

Entfällt

© download unter http://www.wien.gv.at/umweltschutz/

81.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Populationsindikatoren	A	B	C
Bestandsentwicklung (Inntal bei Stams)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % zu	Der Bestand bleibt seit der Ausweisung des Gebiets stabil (Zu- oder Abnahme von weniger als 20 %)	Der Bestand nimmt seit der Ausweisung des Gebiets um mehr als 20 % ab
Bestandsentwicklung (andere Gebiete)	Entfällt	Der Bestand nimmt in einem Zeitraum von 10 Jahren ab 2000 auf 10 Brutpaare zu	Der Bestand liegt 2010 unter 10 Brutpaaren oder die Art brütet nicht alljährlich

81.3 Bewertungsanleitung

81.3.1 Bewertungsanleitung für einzelne Vorkommen

Entfällt

81.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand „A“: Entfällt

Erhaltungszustand „B“: Populationsindikator „B“

Erhaltungszustand „C“: Populationsindikator „C“