

Ökologie der Vögel • Ecology of Birds

Band 17, Heft 1 • Dezember 1995

Ökol. Vögel (Ecol. birds) 17, 1995: 1-128

Randeffekt - Problematik durch generalistische Beutegreifer am Beispiel von Rabenkrähe (*Corvus corone corone* LINNAEUS 1758) und Wurzacher Ried (Süddeutschland)

Hartmut Dick

BIO I 90,334/17,1
OÖ. Landesmuseum
Biologiezentrum
Inv. 2000/11.250

Edge effect problem caused by generalist predators with the examples of Carrion Crow (*Corvus corone corone* LINNAEUS 1758) and Wurzacher Ried (South Germany). – The risk of habitat fragmentation and the unbeneficial effect of anthropologically caused border structuring for the conservation of nature has been increasingly proved. For this background the using of the marshland by the carrion crow (*Corvus corone corone*) in Wurzacher Ried (South Germany) has among others been studied by using radiotelemetry. The ecological close cousin, the magpie (*Pica pica*) was also taken into account. The average carrion crow density in the 40 km² large study area came to 1,8-2,1 breeding pairs/km², the average distance between nests was 455-475 m. In certain sections the population density was twice as much. The marshland using non-breeding flocks kept in up to 5 km distant flocking range from Wurzacher Ried. Important communal roosts were in Mühlhausen, Menhardsweiler and Riedhöfe (Unterschwarzach). The size of the non-breeding flocks in the various flocking ranges altered considerably. The majority amounted to less than a hundred individuals.

Extensive damp meadowlands were indeed due to their heterogeneous structure and the slower growth rates longer usable than fertilized meadows, although they were less used after the first mowing of the fertilized meadows, in other words, during the feeding times, as their available area offered. The territories with a lower share of agriculturally used meadows and fields were occupied for lower periods of time and the breeding success rate was lower than those with a higher share of these areas.

In the months from March until June carrion crows were daily, for the whole day present. In the late summer, autumn and winter the use of the marshland was minimal. They found with non-breeders and breeding pairs, which bred on the border of the moorland where are neighbouring areas with openly or sparsely covered bogland and transition mire with mountain pine trees (*Pinus mugo*). Contrary to the magpie, the carrion crow don't breed in the middle of the boglands.

The non-breeders moved significantly more into the marshland than the breeding pairs. There were no central areas that were not influenced by carrion crows.

Preferred habitats were the open boglands and transition mires, as well as the sparsely covered boglands with mountain pine trees. Heather patches in peaty areas were mostly avoided.

An analyses of the nestlings food (ligature method) of various breeding pairs gave differences in dependance upon the feeding habitats. In moorlands were above all arthropodes, viviparous lizards (*Lacerta vivipera*) and marsh worts (*Vaccinium oxycoccos*) collected.

The study made causes and the size of the consequences of an edge effect using the example of the use of marshlands by carrion crows clear. The situation in surrounding areas made a partially high population density and the production of population surpluses possible. This ended in an edge effect, that had an influence on the agriculturally shaped surroundings land in the

habitat island Wurzacher Ried. The intensive use of the marshlands is with regard to the endangered breeding results of the ground breeding birds dubious. Other studies showed higher losses on the nesting of black grouse (*Tetrao tetrix*), lapwing (*Vanellus vanellus*) and curlew (*Numenius arquata*) in Wurzacher Ried. Possibilities in the reduction of the use of marshlands through habitat management and regulated hunting were discussed.

Key words: Carrion Crow, *Corvus corone corone*, edge effect, habitat islands, generalist predators, radiotelemetry, population density, home range, feeding habitat, nestling food, ligature method, breeding success, nest predation

Hartmut Dick, Sailergasse 3, D-88410 Bad Wurzach

Vorwort

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen der „Untersuchung über Gefährdung und Voraussetzung zur Erhaltung des Birkhuhns in Oberschwaben und seiner ober-schwäbischen Moorlebensräume“ (1.5.91 bis 30.4.93) begonnen. Die Projektleitung lag beim Landesjagdverband Baden-Württemberg, die fachliche Leitung und Betreuung erfolgte durch Prof. Dr. Ammermann, Lehrstuhl Spezielle Zoologie des Zoologischen Institutes der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. Das Projekt wurde aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg, des Landesjagdverbandes und der LG-Stiftung „Natur und Umwelt“ finanziert.

Erste eigene Freilandarbeiten erfolgten von April bis Juli 1991 im Rahmen einer Diplomarbeit (DICK, 1992). Weitere Zwischenergebnisse gingen in den Abschlußbericht des Birkhuhnforschungsprojektes (HÖVEL et al., 1994) ein. Die Datenerhebungen für die Dissertation begann am 1.8.91 und endete am 31.7.94, wobei in der Auswertung die Ergebnisse ab April 1991 berücksichtigt wurden.

An dieser Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. D. Ammermann für die Annahme, Betreuung und Korrektur dieser Arbeit danken.

Herr Dr. S. Bauer trug mit zahlreichen Anregungen wesentlich zum Gelingen bei. Das Besondern und Markieren der Tiere wäre ohne die Hilfe von Herrn Dipl. Biol. E. Strauß und Herrn Dipl. Biol. S. Hövel nicht möglich gewesen. S. Hövel half darüber hinaus durch viele Ratschläge und Hinweise. Herr Dipl. Biol. W. Schlund sah die Arbeit kritisch durch.

Unterstützung bei der Bestimmung der Nestlingsnahrung und der Kontrolle von mir bestimmter Tiere leisteten Dipl. Biol. R. Britz (*Coleoptera*), Dipl. Biol. F. Renner (*Araneae*), Dipl. Biol. W. Rose (*Coleoptera*), M. Goltschalt (*Lepidoptera*), und G. Ebert vom Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe (*Lepidoptera*).

Bei der statistischen Auswertungen großer Datensätze am PC halfen Herr Dr. J. Burkhardt und Herr Dipl. Biol. G. Armbruster. Die Rastergrundlage für die Aktionsraumdarstellungen wurde von Herrn Dipl. Geogr. P. Fischer (Game Conservancy Deutschland) erstellt. Das Naturschutzzentrum Bad Wurzach war mit weiterem Kartenmaterial behilflich.

Der Landesjagdverband Baden-Württemberg e.V. unterstützte die Arbeit finanziell und materiell.

Inhalt

1. Einleitung	4
2. Biologie und Ökologie der Rabenkrähe	6
3. Untersuchungsgebiet	7
4. Methode	10
4.1 Fang	10
4.2 Radiotelemetrie und Markierung	10
4.3 Beobachtung	12
4.4 Ermittlung der Revier- und Aktionsraumflächen	14
4.5 Vegetationshöhenmessung auf landwirtschaftlichen Flächen	14
4.6 Untersuchung der Nestlingsnahrung	15
4.7 Statistik	16
5. Ergebnisse	17
5.1 Fang, Besenderung und Markierung	17
5.2 Dichte und Verteilung der Rabenkrähen im Aktionsraum	18
5.2.1 Reviere	18
5.2.2 Schwarmareal	22
5.2.2.1 Brutpaare	22
5.2.2.2 Nichtbrüter	24
5.3 Fläche und Habitatangebot des Aktionsraumes	28
5.3.1 Reviere	28
5.3.2 Schwarmareal	32
5.3.2.1 Brutpaare	32
5.3.2.2 Nichtbrüter	33
5.4 Habitatnutzung im Aktionsraum	34
5.4.1 Reviere	34
5.4.1.1 Umland	34
5.4.1.2 Ried	43
5.4.2 Schwarmareal	50
5.4.2.1 Brutpaare	50
5.4.2.2 Nichtbrüter	53
5.5 Ein Vergleich: Riednutzung durch Elstern	61
5.6 Nestlingsnahrung aus verschiedenen Rabenkrähenrevieren	68
5.7 Konstanz der Rabenkrähenreviere	73
5.8 Bruterfolg der Rabenkrähen	75
6. Diskussion	76
6.1 Methode	76
6.2 Die Situation im Umland als Voraussetzung für die Riednutzung durch Rabenkrähen	77
6.3 Der Randeffect: Riednutzung durch Rabenkrähen	89
6.4 Schlußfolgerungen	97
7. Zusammenfassung	99
8. Literatur	100
9. Anhang	108

1. Einleitung

Als Hauptursache für das Verschwinden von zahlreichen Tier- und Pflanzenarten gilt der Verlust von geeigneten Lebensräumen (KAULE, 1991). Durch anthropogene Eingriffe in die Landschaft kommt es neben Biotopverlust und Strukturverarmung auch zu Biotopisolierung und Verinselung (MADER, 1980). Das Problem der zunehmenden Zerschneidung von Lebensräumen ist Gegenstand zahlreicher Veröffentlichungen (u.a. BLAB, 1992; BURGESS & SHARPE, 1981; HOVESTAD et al., 1992; MADER, 1980; MÜHLENBERG, 1985). Die letzten wertvollen Biotope liegen als Rückzugsgebiete für viele bedrohte Arten wie Inseln in einer intensiv anthropogen genutzten Landschaft.

Die biogeographische Theorie von Meerinseln (MACARTHUR & WILSON, 1967) ist Ausgangspunkt vieler Erörterungen der Flächen-Arten-Beziehung. Nach dieser Theorie hängt das Gleichgewicht zwischen einwandernden und auswandernden (bzw. aussterbenden) Arten von der Größe der Insel und ihrer Entfernung von der Einwanderungsquelle (Festland) ab. Kleinere, weit vom Festland entfernte Inseln haben im allgemeinen eine geringere Artenzahl als große, nahe gelegene Inseln. Je kleiner die Flächen, desto häufiger sterben die Populationen lokal aus.

Die Bedingungen von Meerinseln lassen sich jedoch nur bedingt auf Biotopinseln des Festlandes übertragen (BLAB, 1993; HOVESTAD et al., 1992; MADER, 1983). So können terrestrische Arten unter Umständen außerhalb einer Biotopinsel befristet überdauern, während dies im Umfeld von Meerinseln nicht möglich ist. Die ökologischen Rahmenbedingungen einer Biotopinsel, wie Flächengröße, Isolation und Umgebung, können sich rasch ändern. Oft sind die Biotopinseln starken Randeffekten ausgesetzt. Unter Randeffekten versteht man allgemein ökologische Wirkungen im Grenzbereich von Ökosystemen (SCHAEFER, 1992). Man unterscheidet inhärente (landschaftseigene) Ränder und induzierte (kurzlebige, meist anthropogen verursachte) Ränder (YAHNER, 1988). Während natürliche Ökosystemübergänge (Ökotone) immer seltener werden, nehmen anthropogen verursachte Ränder mit der stärker werdenden Habitatfragmentierung zu. Damit gewinnen die Randeffekte an Bedeutung.

MADER (1980) unterteilt Inselbiotope des Festlandes in eine anthropogen beeinflusste Randzone, auf die Dünge- und Giftstoffe, Lärm, usw. einwirken, und eine ungestörte Kernzone. Je kleiner die Habitatinsel, desto größer ist der Flächenanteil der Randzone an der Gesamtfläche und desto geringer der Anteil der Kernzone. In den anthropogen beeinflussten Randzonen werden Habitatspezialisten zugunsten von anpassungsfähigen, opportunistischen Arten verdrängt (MADER, 1980 und 1983; vgl. auch MÜHLENBERG, 1983).

Häufig werden an Rändern höhere Gelegeprädatoren- und Parasitierungsraten festgestellt als im Innern von Habitatinseln (ANDREN et al., 1985; ANDREN & ANGELSTAM, 1988; GATES & GYSEL, 1978; JOHNSON & TEMPLE, 1990; MEOLLER, 1988; WILCOVE, 1985; YAHNER & SCOTT, 1988).

Je steiler das Produktionsgefälle zwischen hochproduktivem Umland und weniger produktiver Habitatinsel ist, desto weiter reicht der prädationserhöhende Einfluß

des Umlandes. Der Produktionsgradient ist daher wichtiger als die Größe der Insel (ANGELSTAM, 1986).

In den Untersuchungen von ANDREN et al. (1985), ANGELSTAM (1986), WILCOVE et al. (1985) und YAHNER & SCOTT (1988) sind es generalistische Beutegreifer, v.a. Corviden, welche die erhöhte Gelegeprädatorenrate an Rändern verursachen.

In zahlreichen Untersuchungen werden Corviden als Nesträuber von Singvögeln, Rauhfußhühnern und Enten genannt (u.a. ERIKSTAD et al. 1982; SLAGSVOLD, 1980; STORAAS, 1988; STORAAS et al. 1982). Ihr Einfluß auf bedrohte Arten und die Frage ihrer Bejagung stehen im Mittelpunkt heftiger, oft emotional geführter Auseinandersetzungen (zur Übersicht: ELLENBERG, 1989; MÜLLER, 1988; RAHMANN et al. 1988).

Vor dem Hintergrund der Randeffektproblematik wurde die Rabenkrähe (*Corvus corone corone* LINNAEUS 1758) in die von 1991 bis 1993 durchgeführte „Untersuchung über Gefährdung und Voraussetzung zur Erhaltung des Birkhuhns in Oberschwaben und seiner oberschwäbischen Moorlebensräume“ einbezogen. Der Schwerpunkt des Projektes lag im Wurzacher Ried, auf das sich auch die vorliegende Arbeit beschränkt. Dieses ombrotrophe (von nährstoffarmem Wasser aus Niederschlägen gespeiste) Hochmoor liegt als Insel in einer intensiv landwirtschaftlich geprägten Umgebung und bietet einen Lebensraum für zahlreiche bedrohte Tier- und Pflanzenarten (KRACHT et al., 1991).

Lassen sich die Ergebnisse der genannten Arbeiten zur Problematik von Habitatfragmentierung und Randeffekt auf das Wurzacher Ried und die Rabenkrähe übertragen? Eine eingehende Analyse zur Struktur und Habitatnutzung der Rabenkrähenpopulation im Untersuchungsgebiet sollte die Frage nach Umfang und Ursachen der Riednutzung durch Rabenkrähen beantworten. Dabei war auch das Schwarmareal zu berücksichtigen, wie sich aus folgenden Gründen ergibt: (1) Das Nahrungsangebot im Schwarmareal ist ein Faktor für die Höhe der Mortalität in der nahrungsarmen Winterzeit (vgl. KALCHREUTER, 1971; TOMPA, 1976). (2) Weibchen mit ausreichenden Fettreserven werden ungünstige Bedingungen zur Brutzeit leichter überstehen (vgl. LOMAN, 1984). (3) Angebot und Verteilung der Nahrung im Schwarmareal spielen bei der Habitatwahl im Schwarmareal und damit für die Riednutzung der Nichtbrüter eine Rolle. (4) Möglicherweise dienen die gemeinsamen Schlafplätze als Informationszentren (LOMAN & TAMM, 1980). Dies könnte sich auf die Zahl der riednutzenden Rabenkrähen auswirken, indem Informationen über die Eignung des Rieds als Nahrungshabitat in der Population verbreitet werden.

Die Elstern wurden ebenfalls berücksichtigt. Zum einen läßt diese ökologisch vergleichbare Art Rückschlüsse auf das Verhalten der Rabenkrähen zu, zum andern gibt es Hinweise auf interspezifische Beziehungen zwischen beiden Arten (BAYENS, 1981; ELLENBERG, 1983; VINES, 1981).

Bis zum Jahr 1990 sind keine wissenschaftlichen Untersuchungen zur Rabenkrähenpopulation im Untersuchungsgebiet bekannt. Von April 1988 bis März 1990 wurden im Rahmen des Wiedereinbürgerungsprojektes erstmals Daten zur Rabenkrähendichte und Riednutzung durch Rabenkrähen erhoben (STRAUSS, 1990).

Diese Ergebnisse sind z.T. in die vorliegende Arbeit eingegangen. Einige wenige Angaben zur Rabenkrähe (Schlafplatz, Brutplätze, Riednutzung) enthält die Ornithologia wurzachiensis (SCHNEIDER, 1993).

2. Biologie und Ökologie der Rabenkrähe

SIBLEY, AHLQUIST und MONROE (1988) kommen nach Ergebnissen der DNA-DNA-Hybridisierung zu folgender Einordnung der Rabenkrähen in die Ordnung der Passeriformes (Singvögel): Unterordnung *Passeri* (*Oscines*), Kleinordnung *Corvida*, Überfamilie *Corvoidea*, Familie *Corvidae*, Unterfamilie *Corvinae* und *Tribus Corvini*. Zu den *Corvoidea* gehören neben weiteren Familien auch die *Laniidae* (Würger), zu den *Corvinae* u.a. die *Paradisaeini* (Paradiesvögel) und *Oriolini* (Pirole). Die *Corvidae* zeichnen sich z.B. durch die besondere chemische Zusammensetzung des Bürzelwachses aus (GLUTZ v. BLOTZHEIM, 1993).

Europäische Gattungen der *Corvini* sind *Nucifraga* mit *N. caryocatactes* (Tannenhäher), *Garrulus* mit *G. glandarius* (Eichelhäher), *Perisoreus* mit *P. infaustus* (Unglückshäher), *Pica* mit *P. pica* (Elster), *Cyanus* mit *C. cyanus* (Blauelster), *Pyrrhocorax* mit *P. pyrrhocorax* (Alpenkrähe) und *P. graculus* (Alpendohle) und *Corvus* mit *C. corax* (Kolkrahe), *C. frugilegus* (Saatkrähe), *C. monedula* (Dohle) und *C. corone* (Aaskrähe).

Die Vertreter der Gattung *Corvus* besitzen stets schwarze Beine und Schnäbel, auch das Gefieder ist meist einfarbig schwarz. Mit Ausnahme der Saatkrähe sind lange, über den halben Schnabelfirst reichende Schnabelborsten typisch (GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1993).

Das Verbreitungsgebiet der Aaskrähe erstreckt sich transpaläarktisch von der iberischen Halbinsel im Westen bis Kamtschatka und Japan im Osten. Im Norden endet es mit der borealen Baumgrenze, die Südgrenze verläuft ungefähr zwischen 30° und 40° nördlicher Breite. Zwischen den Arealen der einheitlich schwarz gefärbten *corone*- und *orientalis*-Gruppe liegt das Areal der grau-schwarz gefärbten *cornix*-Gruppe. *C. c. cornix* (Nebelkrähe) siedelt in Irland, Nordschottland, Skandinavien einschließlich Dänemark, Italien, Osteuropa östlich der Elbe bis zum Ural und der Krim. Die Rabenkrähe *C. c. corone* besiedelt Westeuropa von England und Schleswig-Holstein südwärts und westlich der Elbe bis Österreich, die italienischen Südalpen, Frankreich und die iberische Halbinsel (GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1993; MELDE, 1984).

Zwischen beiden Verbreitungsgebieten ist eine ungefähr 30 bis 150 km breite Hybridationszone ausgebildet. Vermutlich wurde die Population einer Ur-Aaskrähe durch glaziale Vorgänge in einen westlichen und einen östlichen Rückzugsraum zurückgedrängt. Beide Populationsteile entwickelten während der Isolation unterschiedliche Merkmale. Im Postglazial trafen die beiden, nunmehr meist als als Subspezies betrachteten, Populationsteile wieder aufeinander (GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1993; MELDE, 1984).

Die Rabenkrähe ist in Mitteleuropa überwiegend Standvogel. Als euryöke Art nutzt sie ein breites Spektrum von Nist- und Nahrungshabitaten. Sie bevorzugt offene Gebiete mit einzelnen Bäumen oder kleineren Gehölzen mit vegetationslosen oder kurzrasigen Flächen. Das Innere großer Waldgebiete wird gemieden. Sie dringt aber auch zunehmend in die Innenstädte vor (TOMIALOJC, 1978 und 1979). Als Neststand werden in der Regel Bäume über fünf Meter Höhe gewählt (PRINZINGER & HUND, 1981). Die Art des Nistbaumes ist regional verschieden. Bei sehr gutem Nahrungsangebot und fehlenden Gehölzen kommen selbst Felsbruten vor (TENUOVO, 1963). Die Rabenkrähen sind typische Allesfresser, wobei in der Nestlingsnahrung der animalische Anteil überwiegt (DECKERT, 1980; TENUOVO, 1963). Gewöhnlich werden Anfang bis Ende April drei bis sechs Eier gelegt. Ersatzgelege sind häufig. Die Brutdauer beträgt 17-22 Tage, die Nestlingsdauer 30-35 Tage. (GLUTZ VON BLOTZHEIM; 1993, WITTENBERG, 1968).

Es lassen sich zwei Sozietäten unterscheiden: Die territorialen Brutpaare und die lockere Schwärme bildenden Nichtbrüter (BÖHMER, 1976a; KALCHREUTER, 1971; WITTENBERG, 1968). Im folgenden werden die Begriffe „Nichtbrüter“ und „nichtterritoriale Rabenkrähen“ bzw. „Brüter“ und „territoriale Rabenkrähen“ synonym verwendet.

3. Untersuchungsgebiet

Das Wurzacher Ried gehört zum voralpinen, Oberschwäbischen Hügelland (Süd- deutschland, Baden-Württemberg, 9°53'E/47°55'N). Es liegt etwa 40 km nördöstlich des Bodensees auf einer Höhe von 650 m ü. NN. Mehrere, überwiegend rißkaltzeitliche, Moränenzüge umgrenzen das Ried nahezu vollständig und überragen es bis zu 100 m. Es verdankt seine Entstehung der Aufeinanderfolge mehrerer quartärer Kaltzeiten. Nach der Günz-, Mindel- und Rißeiszeit wurde das Gebiet letztmals in der Würmeiszeit überformt. In einem glazialen Zungenbecken bildete sich ein Schmelzwassersee, aus dem durch Verlandung das Wurzacher Ried hervorging (GERMAN, 1968). Das Ried erstreckt sich über eine Länge von ca. 8 km und eine Breite von bis zu 3,5 km (GÖTTLICH, 1968) und erreicht damit eine Fläche von ca. 1700 ha (einschließlich Anmoorflächen). Die Bundesstraße 465 teilt das Ried in zwei annähernd gleichgroße Teile.

Mit einer Ausdehnung von 650 ha besitzt das Wurzacher Ried die größte zusammenhängende, noch intakte Hochmoorfläche Mitteleuropas (KAULE, 1974). Sie wird von Wollgrasmoor-Gesellschaften (*Sphagnetum magellanicum*) und Schlenkengesellschaften (*Caricetum limosae*) gebildet, die am Rand in die trockeneren Formen des Bergkiefern-Moorwaldes (*Pinus mugo-Sphagnetum*) übergehen. Auf gestörten, entwässerten oder vorentwässerten Flächen bildeten sich *Vaccinium uliginosum*- und *Calluna vulgaris*-Bestände (v.a. im Haidgauer Torfstichgebiet). Zwischen dem Randgehänge des Hochmoores und den angrenzenden Feucht- und Naßwiesen liegen z.T. schmale Streifen mit Zwischenmoor. Verbreitet ist hier das Faden-

seggenmoor (*Caricetum lasiocarpae*) und das Drahtseggenmoor (*Caricetum diandrae*). Die Dietmannser und Haidgauer Ach durchziehen das Ried in seiner gesamten Länge. Sie werden von Niedermoorflächen mit einer Gesamfläche von 595 ha begleitet. Hier herrschen Großseggenriede und Schilfröhrichte vor (KRACHT et al., 1991). Entlang des Riedrandes entwickelte sich auf ehemaligen Torfstichen über weite Strecken ein bruchwaldartiger Sukzessionswald (Pfeifengras-Gehölze) mit Birke (*Betula pubescens*, *B. pendula*), Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), Grau- und Schwarzerle (*Alnus glutinosa* und *A. incana*) und einem oft beträchtlichen Fichtenanteil (*Picea abies*). Die Moorzonation im Wurzacher Ried zeigt Abb. 1.

Landwirtschaftlich intensiv genutzte Wiesen und Äcker grenzen z.T. unmittelbar an das Ried an. Vorherrschende landwirtschaftliche Betriebsform ist die Milchviehhaltung mit Futteranbau. PFADENHAUER et al. (1990) nennen für 2942 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche einen Grünlandanteil von 69,5 % und einen Ackeranteil von 31,5 %. Angebaut werden Weizen (*Triticum*), Mais (*Zea mays*), Gerste (*Hordeum*), Raps (*Brassica napus*), seltener auch Hafer (*Avena sativa*) und Roggen (*Secale cereale*).

Die Randhöhen sind überwiegend mit Fichtenforsten bewaldet.

Der durchschnittliche Jahresniederschlag in Bad Wurzach beträgt ca. 1090 mm, die mittlere Jahrestemperatur 6,9°C. Durch die Beckenlage bildet sich häufig ein Kaltluftsee. An durchschnittlich 120 Tagen im Jahr ist im Ried mit Frost zu rechnen. (GERMAN, 1968).

Bereits 1959 wurden die wertvollsten Teile des Wurzacher Riedes unter Schutz gestellt. 1981 wurde das Naturschutzgebiet auf die heutige Größe von 1387 ha ausgedehnt. 1987 erfolgte die Aufnahme in das Förderprogramm der Bundesregierung zur „Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“. Der überragenden Bedeutung des Wurzacher Rieds wurde auch durch die Verleihung des „Europadiploms“ durch den Europarat im Jahr 1989 Rechnung getragen (ANONYMUS, 1992).

Im Zuge dieser Schutzmaßnahmen erarbeitete die Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen eine umfassende Schutzkonzeption, die vom Naturschutzzentrum Bad Wurzach auf der Grundlage eines detaillierten Pflege- und Entwicklungsplanes umgesetzt wird. In einer Kernzone (Tabuzone) sollen die zentralen Hoch- und Niedermoorbereiche erhalten bzw. wieder regeneriert werden. Hier sind nur initiale Wiedervernässungsmaßnahmen vorgesehen. In der Pflegezone werden durch dauerhafte Pflegemaßnahmen bestehende Feuchtwiesen erhalten und bisher intensiv genutztes Grünland wieder in standortgerechte Feucht- und Naßwiesen zurückgeführt. Darüber hinaus sind im gesamten Wassereinzugsgebiet Extensivierungsmaßnahmen geplant, um Nährstoffeinträge zu verhindern (Extensivierungszone).

Das Untersuchungsgebiet im engeren Sinne umfaßt eine Fläche von 40,7 ha (Abb. 3, S. 25). Entsprechend dem Aktionsraum der neu besiedelten Rabenkrähen mußte das Gebiet immer wieder erweitert werden. Die Kartierung der Brutpaare blieb jedoch auf das 40-ha-Gebiet beschränkt. Besonderes Augenmerk galt dem Bereich zwischen Unterschwarzach und Wengen.

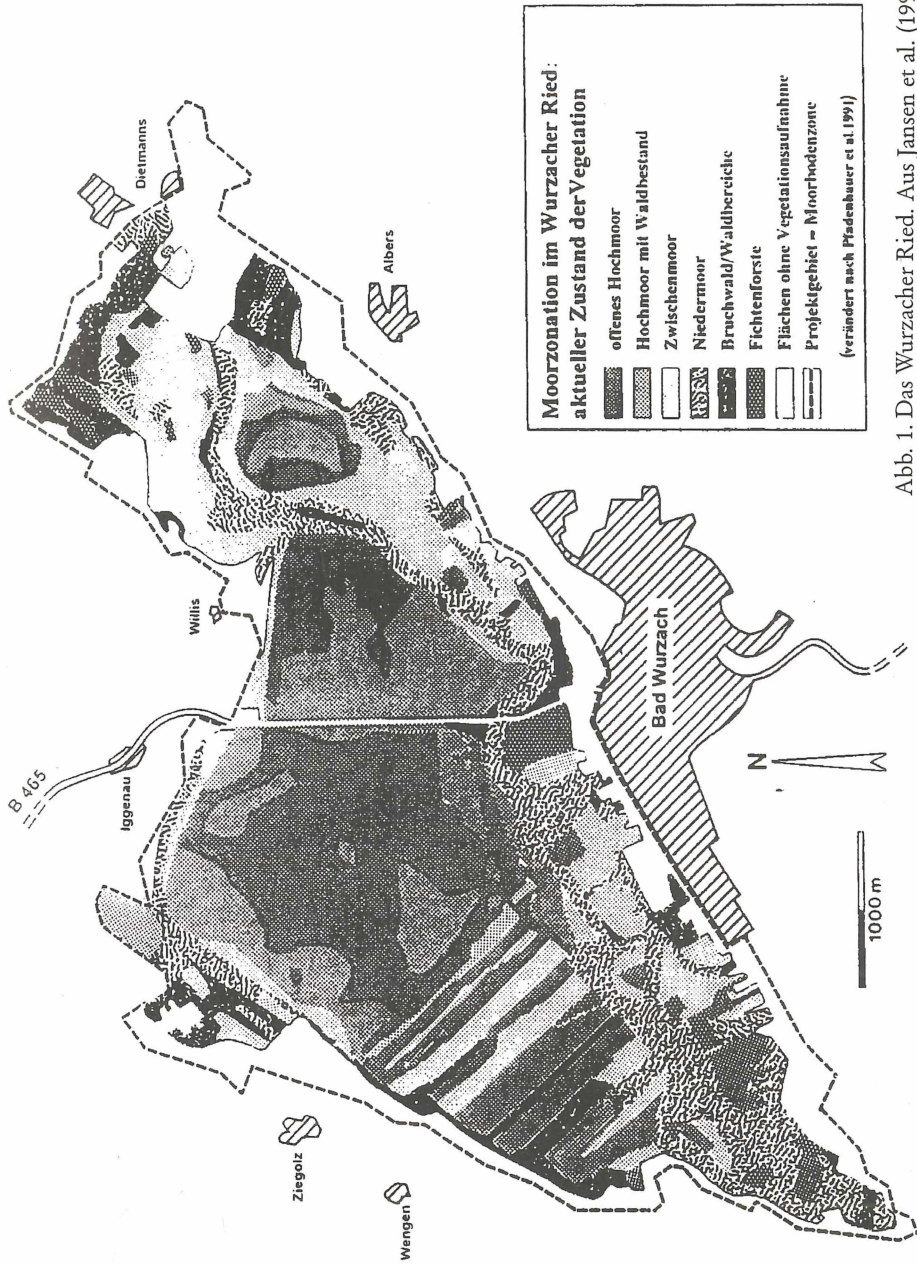


Abb. 1. Das Wurzacher Ried. Aus Jansen et al. (1993).

Zur jagdlichen Nutzung: In einer, weitgehend mit der Tabuzone identischen, jagdlichen Schutzzone ist die Jagd im Ried verboten. Im Riedrandbereich wird weiterhin gejagt.

Im Hegering Bad Wurzach, der das Umland erfaßt, durften in den Jagdjahren 1990/91 bis 1992/93 jeweils 50 (10), im Jagdjahr 93/94 70 (20) Rabenkrähen erlegt werden (in Klammern die entsprechenden Werte für die Elster). Geschossen wurden 1990/91: 44 (7), 1991/92: 48 (10), 1992/93: 49 (9) und 1993/94: 68 (20) Tiere (nach Auskunft des Landratsamtes Ravensburg).

4. Methode

4. 1. Fang

Zur Markierung und Besenderung mußten die Rabenkrähen gefangen werden. Dazu standen zwei Fallentypen zur Verfügung. Am häufigsten wurde die kastenförmige, dreikammerige Larsen-Falle mit einer Grundfläche von 81 x 81 cm und einer Höhe von 52 cm eingesetzt (Abb. 2). Sie besteht aus einem hölzernen Lattenrahmen, der mit Kükendraht bespannt ist. Eine Fallenhälfte dient zur Aufnahme einer lebenden Lockkrähe. Die andere Hälfte besteht aus zwei gleichgroßen Abteilen mit jeweils einer Falltüre auf der Oberseite. Zwei starke Federn am Drehpunkt halten die Falltüren geschlossen. Im fängigen Zustand werden sie durch ein ungefähr zwei Zentimeter starkes Rundholz offengehalten, das zwischen Falltüre und gegenüberliegender Abteilwand eingeklemmt ist. Setzt sich eine Rabenkrähe auf dieses Rundholz, rutscht es nach unten durch und die Falltüre schlägt nach oben zu.

Die Fangmethode mit Lockkrähe beruht auf dem Territorialverhalten der Rabenkrähe und dient daher zum Fang von Revierbesitzern. Steht die Falle im Revier (möglichst nahe am Nest), versuchen die Revierbesitzer die Lockkrähe zu vertreiben. Zur Beschreibung und Anwendung der Larsenfalle siehe auch REYNOLDS (1989) und TRAPPER et al. (1992).

Daneben kam eine mit Eiern beköderte Falle zum Einsatz (im folgenden als Eierfalle bez.), die auch zum Fang von Nichtbrütern verwendet werden kann. Sie besteht aus armdicken Fichtenrundhölzern, Ober- und Unterteil sind gleichgestaltet und beweglich gegeneinander angeordnet (Abb. 2). Versucht eine Krähe das Köderei zu stehlen, klappt das Oberteil herunter, und das Tier ist gefangen.

Eine Fanggenehmigung wurde vom Regierungspräsidium Tübingen erteilt.

4.2 Radiotelemetrie und Markierung

Ohne eine individuelle Kennzeichnung der Rabenkrähen war eine sinnvolle Bearbeitung der Fragestellung nicht möglich. Aufgrund der Unübersichtlichkeit des Geländes und der hohen Mobilität der Tiere bot sich die Radiotelemetrie als wesentliches Hilfsmittel zur Identifizierung und Lokalisierung an.

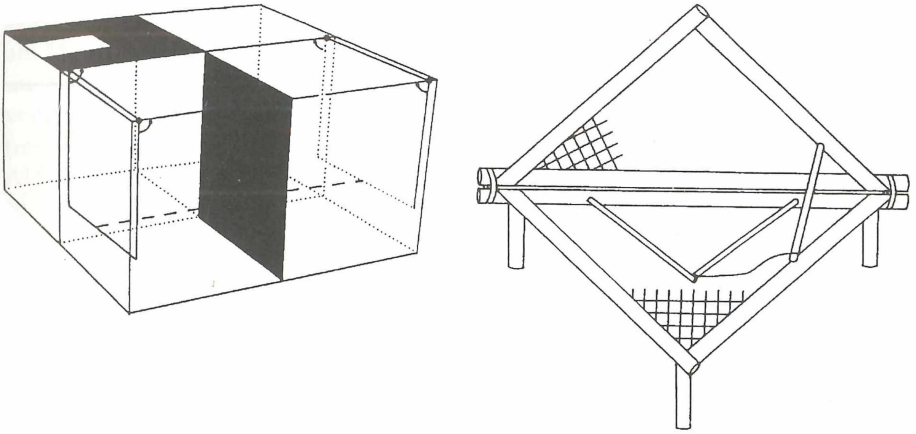


Abb. 2. Larsenfalle (links) und Eierfalle (rechts)

Bei der Telemetrie handelt es sich allgemein um eine Datenübertragung mit beliebigen Mitteln über eine beliebige Strecke. Im Falle der Radiotelemetrie erfolgt die Übertragung drahtlos mit elektromagnetischen Wellen (GEORGII, 1979; PRIEDE, 1992). Zum Übertragungssystem gehören Sender, Senderantenne, Empfangsantenne und Anzeigergerät (Empfänger).

Nach GEORGII (1979) sollte die Obergrenze für das Sendergewicht bei 3-4 % des Körpergewichtes liegen. COCHRAN (1980, zit. in ANDERKA & ANGEHRN, 1992) nennt 3-5 % bei einem Körpergewicht von 2-3 kg. KENWARD (1987) empfiehlt bei Tieren über 50 g Körpergewicht eine Obergrenze von 4-6 %, bei größeren Tieren nicht mehr als 2-3 %. Bei einem durchschnittlichen Körpergewicht der Rabenkrähen von 500 g (vgl. MELDE, 1984; RICHTER, 1958) sind dies mit einer Obergrenze von 3-4 % 15-20 g. Einen Einfluß hat auch die Befestigungsweise des Senders. Die Fa. BIOTRACK (Wareham, Großbritannien, pers. Mitt.) empfiehlt für Rabenkrähen bei einer Befestigung an der Schwanzwurzel Sender bis zu einem Gewicht von 13 g, bei Rucksacksendern bis zu 25 g. Da sich der Untersuchungszeitraum mit der Mauser überschneidet, kam, statt der sonst zu bevorzugenden Anbringung an der Schwanzwurzel, die Rucksackmethode zur Anwendung.

Die verwendeten Sender der Fa. BIOTRACK wogen 18 g (Tab. 1). Bei einem durchschnittlichen Körpergewicht der gefangenen Krähen von 514 ± 40 g wurde die Obergrenze von 3-4 % (15,4-21,6 g) nicht überschritten. Bei der leichtesten Krähe mit einem Körpergewicht von 437 g erreichte das Sendergewicht 4,1 % des Körpergewichts.

Tab. 1. Technische Daten der Sender.

Bezeichnung	TW-2	Batterielebensdauer	4-6 Monate
Gewicht (nur Sender)	14 g	Frequenzbereich	150 MHz
Gewicht (mit Befestigung)	18 g	Reichweite Boden-Boden	600 m
Größe (mm)	40 x 20 x 11	Reichweite Boden-Luft	4-10 km
Batterie	3,5 V Li-Zellen	Befestigungsart	„Rucksack“

Es handelte sich um getastete Sender, d.h. sie senden einzelne, in kurzen Abständen aufeinanderfolgende Signalimpulse aus. Die Befestigung erfolgte entsprechend KENWARD (1987, Fig. 5.1 B), wobei zur Befestigung eine 3 mm starke Kernmantelreepschnur (Bergsport) aus Perlon diente. Unter dem Bauch wurde die Reepschnur durch zwei Kabelbinder (Elektrohandel) aus Polyamid zusammengehalten. Auf diese Weise genügte ein einziger Knoten auf dem Rücken der Tiere. Der Knoten wurde mit Sekunden-Kleber und 2-Komponenten-Kleber gesichert. Dieses Verfahren wurde zunächst für einige Tage an der Lockkrähe erprobt.

Als Empfangsantenne stand eine 2m HB9CV- Antenne der Fa. WiMO-Antennen (Herxheim) und als Empfänger ein Gerät der Fa. Reichenbach (Freiburg im Breisgau) zur Verfügung.

Eine gängige Methode zur Lokalisierung besendeter Tiere ist die Kreuzpeilung oder Triangulation (KENWARD, 1987). Mit der Richtantenne werden mehrere Peilungen von unterschiedlichen Empfangsorten durchgeführt und zum Schnitt gebracht (SCHÖBER, 1986). Allerdings ist die Peilgenauigkeit oft gering (PRIEDE, 1992). Bei der verwendeten Ausrüstung können Abweichungen von $\pm 59,6$ Winkelgraden auftreten (SCHÖBER, 1986). Daher wurde das Verfahren nur zur Grobortung eingesetzt, um die Tiere anschließend im Gelände optisch zu identifizieren.

Weitere Angaben zur Telemetrie in CHEESEMAM & MITSON (1982).

Die besenderten Tiere und die Nestlinge wurden mit farbigen Flügelmarken individuell gekennzeichnet. Bei den Nestlingen geschah dies erst kurz vor dem Ausfliegen. Dazu dienten biegsame Marken aus Kunststoff, die an der vorderen Flughaut (Propatagium) befestigt wurden (vgl. BUB & OELKE, 1980). Sie hatten eine Größe von 35 x 35 mm.

4.3 Beobachtung

Die Umgebung des Wurzacher Rieds wurde mehrmals wöchentlich abgefahren und jede beobachtete Rabenkrähe mit Datum, Uhrzeit, Witterung, Standort und Habitattyp notiert. Das Gebiet zwischen Unterschwarzach und Wengen sowie die Reviere telemetriert und genauer beobachteter Tiere wurden einschließlich ihres Umlandes mit Hilfe von Orthophotos im Maßstab 1:10000 genauer kartiert (landwirtschaftliche Nutzflächen, Vegetationseinheiten, Grenzlinien). Diese Karten dienten als Arbeitsgrundlage für die regelmäßigen Beobachtungen und als Grundlage für die Revierdarstellungen (Abb. A-8 bis A-16; A steht für Anhang).

Die Beobachtung des Riedes erfolgte im westlichen Riedteil von einer hohen Fichte am Moorrand südöstlich von Ziegelz aus und für das östliche Ried von dem trigonometrischen Punkt zwischen Albers und Bad Wurzach. Dadurch konnten Störungen von Flora und Fauna im Schutzgebiet auf ein Minimum reduziert werden. Eine Befreiung vom Betretungsverbot wurde vom Regierungspräsidium Tübingen erteilt.

Als Arbeitsgrundlage für die Riedbeobachtung diente die Vegetationskarte von KRÜGER & MUHR (PFADENHAUER et al., 1990) im Maßstab 1:5000, über die ein Gitterraster mit 1 ha großen Rasterquadraten gelegt wurde. Diese Karte erlaubte eine relativ genaue Kartierung der beobachteten Tiere.

Es wurden folgende Vegetationseinheiten unterschieden:

Offenes Hochmoor: Dazu gehören die sehr nassen Roten Torfmoos-Rasen (*Sphagnum magellanicum*, u.a.) mit geringem Bewuchs von Heidekraut (*Calluna vulgaris*). Typisch sind Bulte aus Torfmoos und Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), sowie Schlenken. Diese Flächen sind nahezu frei von Latschenaufwuchs.

Hochmoor mit schütterem Bergkiefernbewuchs: Dies sind Heidekraut-Torfmoos-Rasen-Latschenbestände. Vorkommende Arten sind *Sphagnum spec.*, *Calluna vulgaris*, *Pinus mugo mugo* und *P. mugo uncinata*. Der Latschenbewuchs ist sehr locker oder inselhaft verdichtet, die Deckung beträgt um 50 %. Er erreicht eine Höhe von ungefähr zwei Metern.

Hochmoor mit dichtem Bergkiefernbewuchs: Unter „dichten“ Bergkieferbeständen sollen hier die Torfmoos-Spirken-Latschen-Filze, sowie die Beerstrauch-Torfmoos-Spirken- und Latschen-Filze verstanden werden. Die Bergkiefern wachsen dort sehr dicht, das Kronendach ist geschlossen. Die Vegetationshöhe beträgt zwei bis sechs Meter.

Torfstich: Auf eine genauere Differenzierung der zahlreichen Strukturen im Abtorfungsbereich wurde verzichtet, da diese Flächen bei der Riednutzung durch Rabenkrähen nur eine geringe Rolle spielen.

Übergangsmoor: Unter diesem Begriff werden hier nicht nur die Übergangsmoore i.e.S., verstanden, sondern auch Zwischen- und Niedermoor mit Torfmoos-Seggen-Pfeifengras-Rasen, Röhricht, usw. Vorkommende Arten: verschiedene Spezies von *Carex*, *Sphagnum* und *Eriophorum*, Pfeifengras (*Molinia coerulea*), Schilfrohr (*Phragmites australis*), vereinzelt Faulbaum (*Frangula alnus*). Im Einzelfall wird der genaue Vegetationstyp genannt.

Die Beobachtungszeit von den beiden Standorten aus betrug in den Monaten Mai bis Juli jeweils 60 Min./Tag, in der übrigen Zeit die Hälfte. Bei Vergleichen zwischen beiden Gruppen wurden nur die ersten 30 Beobachtungsminuten der Monate Mai-Juli gewertet.

Zur Untersuchung der Habitatnutzung von individuell bekannten Rabenkrähen im Revier und der Rabenkrähen (und Elstern) im Ried wurde alle 10 Min. der Aufenthaltsort notiert, also je Stunde 6 Lokalisationen. Die Summe der Rabenkrähen im Ried je 30- bzw. 60-Minuten-Kontrolle bezieht sich auf die absolute Zahl der Krähen in diesem Zeitraum, d.h. jede Krähe wurde nur einmal gezählt.

4.4 Ermittlung der Revier- und Aktionsraumflächen

Reviere werden häufig als „verteidigtes Gebiet“ definiert (TINBERGEN, 1957). Bei den Rabenkrähen handelt es sich um die Bindung an einen festen topographischen Platz, im Gegensatz zum beweglichen Territorium, der Individualdistanz (vgl. MELDE, 1984; TENUOVO, 1963; WITTENBERG, 1968).

Diese Definition konnte hier nicht zugrundegelegt werden, da Beobachtungen von Revierverteidigungen zu selten waren, um genaue Reviergrenzen zu erfassen.

Die Angaben zum Revier beziehen sich im folgenden auf einen Raum, der von dem jeweiligen Brutpaar regelmäßig genutzt und gleichzeitig von anderen Paaren weitgehend respektiert wurde. Es handelt sich also um ungefähre Angaben. Da oft die bloße „Demonstration von Anwesenheit“ durch die Revierbesitzer genügt, um potentielle Eindringlinge abzuschrecken (TINBERGEN, 1957), dürfte sich das verteidigte mit dem gemiedenen Gebiet weitgehend decken.

Der Aktionsraum ist das Gebiet, in dem ein Tier agiert (vgl. SCHWERTDFEGER, 1978), im vorliegenden Fall das Gebiet, welches im gesamten Untersuchungszeitraum genutzt wurde. Dagegen bezieht sich das Schwarmareal auf eine Fläche, die von den Schwärmen genutzt wird (von den Brutpaaren nach der Brutzeit bzw. nach dem Ausfliegen der Jungen und von den Nichtbrütern ganzjährig).

Zur Berechnung der Aktionsraumfläche wurde das kleinste konvexe Polygon ermittelt (minimum area method, MAM; MOHR & STUMPF, 1966). Die äußersten Lokalisationen werden dabei durch die kürzeste Strecke miteinander verbunden und der Flächeninhalt des entstehenden Polygons berechnet. Da auf diese Weise auch Flächen einbezogen werden, in denen sich das Individuum tatsächlich gar nicht aufgehalten hat, wurden innerhalb des Aktionsraumes die tatsächlich genutzten Flächen nach der gleichen Methode näher eingegrenzt. Entsprechendes gilt für die Revier- und Schwarmarealfläche.

4.5 Vegetationshöhenmessung auf landwirtschaftlichen Flächen

Auf verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzflächen wurde regelmäßig die Vegetationshöhe gemessen, um einen möglichen Einfluß dieses Faktors auf die Riednutzung durch Rabenkrähen zu erkennen.

An einer hölzernen, mit einem Maßband versehenen Meßlatte war ein waagrecht abstehender 1 m langer Ausleger angebracht. Er ließ sich nach oben und unten verschieben. An jedem Meßort wurde der Ausleger bis zu der Höhe abgesenkt, welche die Halme entlang dieses Auslegers durchschnittlich erreichten (Schätzung). Der nun abgelesene Wert wird als Maximalhöhe bezeichnet. V.a. bei Feuchtwiesen läßt sich eine Schicht mit wenigen hohen Obergräsern von einer dichten Schicht aus Untergräsern und Kräutern unterscheiden. Daher wurde bei Wiesen zusätzlich eine Minimalhöhe ermittelt, indem der Ausleger erneut soweit abgesenkt wurde, bis er auf der ganzen Länge von den Pflanzen berührt wurde. Auf jeder Probestfläche lagen 10

Meßstellen im Abstand von jeweils 3 Schritten. Gemessen wurde einmal wöchentlich. Ausgewählt wurden Extensiv-, Intensivwiesen, und Äcker mit verschiedenen Feldfrüchten im Aktionsraum von Brutpaaren und Nichtbrütern.

Die verwendete Meßmethode stellte einen Kompromiß zwischen ausreichender Meßgenauigkeit und noch vertretbarem Zeitaufwand dar.

4.6 Untersuchung der Nestlingsnahrung

Es wurde die Halsringmethode angewendet, ein Verfahren, das auf KLUIJVER (1933, zit. in GRÜN, 1972) zurückgeht und inzwischen vielfach eingesetzt wurde. Die Nestlinge werden dabei nicht geschädigt (im Gegensatz zu Magenuntersuchungen) und auch leicht verdauliche Nahrungsbestandteile bleiben erhalten (im Gegensatz zu Gewölle- und Magenuntersuchungen; JOHNSON & BEST, 1980).

Die Halsringe können aus verschiedenen Materialien bestehen, z.B. aus isoliertem Kupferdraht (MEURY, 1991), Aluminiumringen (KLUIJVER, 1933) oder Hanfbindfäden mit Ventilschläuchlein (STREBEL, 1991). In der vorliegenden Arbeit wurde eine zwei Millimeter starke, geflochtene Perlonschnur mit einer Federklemme (im Bergsport als „Tanka“ bezeichnet) verwendet.

Der Halsring wurde so umgelegt, daß zwar Nahrung in den Kehlsack aufgenommen, nicht aber ganz verschluckt werden konnte. Nach 45-60 Minuten wurde die inzwischen verfütterte Nahrung entnommen, in 70 %iges Ethanol überführt und die Nestlinge ersatzweise mit Hackfleisch versorgt. Auf diese Weise konnten insgesamt 223 Proben gesammelt werden, ohne daß ein Nestling zu Schaden kam. Nach JOHNSON & BEST (1980) erhält man genauere Ergebnisse, wenn die Nahrung sofort nach der Fütterung entnommen wird. Dieses Verfahren konnte nicht angewendet werden, da der Anflug der Elterntiere meist nicht unmittelbar beobachtet werden konnte. Außerdem lagen die Beobachtungsstandorte zu weit entfernt und die Nestbäume waren schwierig zu besteigen.

Die Bestimmung erfolgte nach BRINDLE (1960), BROHMER et al. (1936), FREUDE et al. (1967), KOCH (1991), KUTTER (1977), MICKOLEIT (unveröffentlicht), STRESEMAN (1988, 1989 a, 1989 b).

Häufig wird bei Nahrungsanalysen nur angegeben, in welchem Anteil der Proben die jeweilige Nahrung enthalten war (Stetigkeit). Dies läßt nur eingeschränkte Rückschlüsse auf die Gesamtbiomasse der Nahrung zu. Daher wurden neben der Stetigkeit und den Individuenzahlen auch das Gewicht der Nahrung (nach oberflächlichem Abtrocknen mit saugfähigem Haushaltspapier) ermittelt. Dabei muß ein gewisser Gewichtsverlust durch die Fettlösung bei der Alkoholkonservierung in Kauf genommen werden (GRÜN, 1972). STREBEL (1991) gibt z.B. für Arthropoden einen Gewichtsverlust von 8-10 % und für Regenwürmer von 4 % an.

4.7 Statistik

Die Signifikanztests wurden auf der Grundlage von SACHS (1984) und LORENZ (1988) durchgeführt. Umfangreiche Datensätze konnten mit den Statistikprogrammen SPSS/PC und SAS/STAT (1987) bearbeitet werden.

Zum Vergleich von Häufigkeiten zwischen zwei und mehr Stichproben diente der χ^2 -Test. Dabei wird eine empirische Verteilung mit einer Gleichverteilung verglichen. Die Stichproben dürfen nicht zu klein sein (vgl. MÜHLENBERG, 1989; SACHS, 1984). Anwendungsbeispiele in der vorliegenden Arbeit sind der Vergleich der Brutpaardichten in verschiedenen Bereichen des Untersuchungsgebietes und der Vergleich der Rabenkrähenhäufigkeit im West- und Ostteil des Wurzacher Rieds.

Bei kleinen Stichprobengrößen kann zum Vergleich von zwei unabhängigen Stichproben auch der U-Test nach Wilcoxon, Mann und Whitney und bei mehreren unabhängigen Stichproben der H-Test von Kruskal und Wallis verwendet werden. Voraussetzung für diese beiden Testverfahren sind stetige Verteilungen. Eine Normalverteilung ist nicht erforderlich (vgl. SACHS, 1984). Bei nicht normalverteilten Daten oder unbekannter Verteilung wurde daher der U-Test bzw. der H-Test verwendet (z.B. beim Vergleich der Schwarmarealfäche mit der Aktionsraumfläche und beim Vergleich der mittleren Nestabstände in verschiedenen Bereichen des Untersuchungsgebietes und in den verschiedenen Untersuchungsjahren).

Die Entsprechung zum U-Test bei (fast) normalverteilten Daten ist der t-Test. Sind die Standardabweichungen der Grundgesamtheiten nicht gleich oder ist über die Streuungsverhältnisse nichts bekannt, kann auf den Welch-Test zurückgegriffen werden (LORENZ, 1988). Dies war z.B. beim Vergleich der Einflugtiefen von Brutpaaren und Nichtbrütern und beim Vergleich der Einflugtiefen im West- und Ostteil der Rieds der Fall.

Mit dem Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten wurde der Zusammenhang zwischen zwei nicht normalverteilten oder unbekannt verteilten Wertereihen geprüft (vgl. SACHS, 1984). Beispiele hierfür sind der Zusammenhang zwischen Rasterzahl/Monat und Krähenzahl/Monat im Ried und der Zusammenhang zwischen Anzahl der Lokalisationen/h im Moor und Anzahl der Lokalisationen/h auf landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Die Auswertung der Habitatnutzung erfolgte mit der „Bonferroni-z-Statistik“ (BYERS & STEINHORST, 1984; ALLREDGE & RATTI, 1986; in THOR, 1988, dort weitere Literaturangaben). Dabei werden erwartete mit beobachteten relativen Häufigkeiten verglichen und simultane Konfidenzintervalle konstruiert. Die Formel lautet:

$$P_{ob} - Z_{\alpha/2k} (P_{ob} (1 - P_{ob})/n)^{1/2} \leq P \leq P_{ob} + Z_{\alpha/2k} (P_{ob} (1 - P_{ob})/n)^{1/2}$$

(P_{ob} = beobachteter Wert = reale Nutzung, $Z_{\alpha/2k}$ = Z-Wert für einen Konfidenzbereich von 0,05, α = Konfidenzbereich (hier: 0,05), k = Anzahl der Habitatkategorien, n = Anzahl der Ortungen).

Liegt der erwartete Wert P_{ex} (entspricht der relativen Fläche) höher als der beobachtete Wert P_{ob} samt Intervall, erfolgt eine negative, liegt er darüber, eine positive Selektion. Liegt er innerhalb des Intervalls, entspricht die Nutzung dem Angebot.

Die Wahrscheinlichkeit eines Fehlers erster Ordnung ist sehr gering (z.B. Feststellen einer positiven Selektion, obwohl die Nutzung dem Angebot entspricht). Allerdings vergrößert sich die Wahrscheinlichkeit eines Fehlers zweiter Ordnung, wenn die Zahl der beobachteten Tiere sehr gering ist und mehr als fünf bis sieben Vegetationskategorien gleichzeitig untersucht werden (THOR, 1988).

Ein Ergebnis gilt im folgenden als signifikant, wenn die Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 0,05 ist.

5. Ergebnisse

5.1 Fang, Besenderung und Markierung

Insgesamt gelangen 21 Fänge mit der Larsenfalle und 5 mit der Eierfalle (Tab. 2). Darunter waren 6 Wiederfänge, 5 mit der Larsenfalle und 1 mit der Eierfalle: 3 Tiere konnten jeweils 1 mal mit der Larsenfalle erneut gefangen werden, davon 2 Tiere innerhalb einer Woche und 1 Tier nach 2 Jahren. Bei 1 Rabenkrähe gelangen 2 Wiederfänge mit der Larsenfalle (nach 6 Tagen und nach 2 Jahren). Bei einem Individuum war zunächst die Larsenfalle erfolgreich, 1 Jahr später die Eierfalle.

19 Individuen waren besendert, davon 2 zweimal, so daß insgesamt 21 mal Sender angelegt wurden. 3 Individuen waren nur besendert, 16 besendert und markiert. 1 adultes Tier wurde nur markiert.

Zu diesen 20 besenderten und/oder markierten adulten Tieren kamen 31 Nestlinge, die nur Flügelmarken trugen. Darunter war 1 Tier, das bereits 1989 von STRAUSS markiert wurde (pers. Mitt.).

Das Körpergewicht der gefangenen adulten Tiere betrug im Mittel 514 ± 40 g ($n = 22$). Es reichte von 437 g bis 584 g (Tab. 2). Das Körpergewicht der beiden nach zwei Jahren erneut gefangenen Tiere war in einem Fall 3 g höher, im anderen Fall 21 g geringer als bei der ersten Wägung. Der Sitz von Sender und Markierung war in Ordnung.

Es gab drei Totfunde. Sie wurden dem Staatlichen Tierärztlichen Untersuchungsamt in Aulendorf vorgelegt. Die Untersuchung ergab in einem Fall ein zerborstenes Ei im Eileiter (Kalkmangel), das vermutlich zum Auslöser für eine Bauchfellentzündung wurde. Ein weiteres Tier litt an einer Infektionskrankheit (Leber). Im dritten Fall war das Tier angefressen worden, eine Aussage zur Todesursache nicht mehr möglich.

Das Geschlecht der besenderten Tiere ließ sich nur bei den Totfunden bestimmen. In den Fällen, wo beide Partner eines Paares gefangen wurden, kann zwar nicht entschieden werden, welches der beiden Individuen eines Paares das Männchen und welches das Weibchen ist, es wird aber deutlich, daß beide Geschlechter darunter sein müssen.

Auf diese Weise läßt sich feststellen, daß mit der Larsenfalle mindestens viermal Weibchen und zweimal Männchen und bei der Eierfalle mindestens zweimal ein Weibchen und zweimal ein Männchen gefangen wurden.

Tab. 2. Fangdaten. - * = Partner gleichnummerierter Tiere, # = später Nichtbrüter, L = Larsenfalle, E = Eierfalle, B = Bemerkungen, BP = Brutpaar, NB = Nichtbrüter, W = Wiederfang.

Nr. datum	Fang- typ	Fallen-Körper- gewicht (g)		B	Nr. datum	Fang- typ	Fallen- gewicht (g)	Körper-	B
16	30.4.91	L	555	BP	72	12.5.92	L	471	BP
8	4.5.91	L	493	BP	N7	24.3.93	L	437	NB
3	5.5.91	E	498	NB	36	24.3.93	L	532	BP
3 *	6.5.91	E	541	NB	N8	3.4.93	L	450	NB
15	6.5.91	L	495	BP	105	16.4.93	L	546	BP
8	6.5.91	L	-	W	104	19.4.93	L	493	BP
16	6.5.91	L	-	W	9*	10.5.93	L	455	BP
8	14.5.91	-	-	tot	16	10.5.93	L	558	W
N2	9.1.92	E	-	NB	9*	12.5.93	L	-	W
15	3.4.92	E	513	W	109#	14.4.94	L	485	BP
15 *	3.4.92	E	563	BP	2	29.4.94	L	518	BP
15	7.4.92	-	-	tot	110	7.5.94	L	492	BP
15 *	7.4.92	-	-	tot	105*	12.5.94	L	540	BP
9	9.4.92	L	584	BP	9	16.5.94	L	563	W
102	25.4.92	L	526	BP					

5.2 Dichte und Verteilung der Rabenkrähen im Aktionsraum

5.2.1 Revier

Brutpaardichte

Die Dichte von Brutpaaren kann durch die Anzahl der Brutpaare/Flächeneinheit oder als mittlerer Nestabstand angegeben werden (vgl. WITTENBERG, 1968).

Da die genaue Lage der Nester oft unbekannt war, handelt es sich bei den angegebenen Nestabständen um ungefähre Werte. Die Angaben für die Jahre 1989-1991 (ausgenommen die Daten von Ziegolitz 1991) stammen von STRAUSS (1990 und pers. Mitt.). Dies gilt auch für alle folgenden Daten aus diesem Zeitraum. Für Fragestellungen, die eine genaue Lokalisation der Brutpaare (BP) erfordern (mittlere Nestabstände, kartographische Darstellungen) wurden nur eigene Daten verwendet (für das gesamte Untersuchungsgebiet von 1992-1994 vorliegend).

1989 wurde innerhalb eines Radius von fünf Kilometern um das Wurzacher Ried (143 km²) eine mittlere Bestandsdichte von 1,4 BP/km² ermittelt. In der unmittelbaren Riedumgebung (25 km²) lag die Dichte bei 1,6 BP/km². In der Umgebung von

Ziegolz (3,24 km²) waren es 13 Brutpaare (4,01 BP/km²). Die Untersuchungsintensität war 1989 etwas geringer als in den folgenden Jahren, diese Daten bleiben deshalb in der Tab. 3 unberücksichtigt.

Tab. 3. Brutpaardichte im Untersuchungsgebiet 1990-1994. - n = Anzahl der Brutpaare, /km² = Anzahl der Brutpaare/km², m = mittlerer Nestabstand in Metern.

Gebiet			1990	1991	1992	1993	1994	Mittel
Gesamt (40,7 km ²)	sicher	n	75	80	72	73	75	75
		/km ²	1,80	1,97	1,77	1,79	1,84	1,83
		m	-	-	483	474	469	475
	vermutet	n	86	91	82	82	81	84,4
		/km ²	2,11	2,24	2,01	2,01	2,07	2,09
		m	-	-	461	462	443	455
Wengen/ Unterschw. (3,24 km ²)	sicher	n	16	16	12	14	14	14,4
		/km ²	4,94	4,94	3,70	4,30	4,32	4,44
		m	-	351	388	365	357	365
Haidgau (3,78 km ²)	sicher	n	4	4	5	4	4	4,2
		/km ²	1,06	1,06	1,32	1,06	1,06	1,11
		m	-	-	801	760	760	774
Willis (2,35 km ²)	sicher	n	11	11	10	11	11	10,8
		/km ²	4,68	4,68	4,25	4,68	4,68	4,59
		m	-	-	460	437	447	448
	vermutet	n	15	15	11	12	12	13
		/km ²	6,38	6,38	4,68	5,11	5,11	5,53
		m	-	-	448	417	411	425
Wurzach/ Dietmanns (4,91 km ²)	sicher	n	21	21	20	20	21	20,6
		/km ²	4,28	4,28	4,07	4,07	4,28	4,20
		m	-	-	402	403	384	396
	vermutet	n	21	21	22	20	21	21
		/km ²	4,28	4,28	4,48	4,07	4,28	4,28
		m	-	-	376	403	384	387

Da das Gelände zum Teil sehr unübersichtlich ist, wurde zwischen sicher nachgewiesenen Paaren und vermuteten Paaren unterschieden. Besonders im Nordosten des Riedes zwischen Willis und Dietmanns können Brutpaare übersehen worden sein. Die Berechnungen beziehen sich, sofern nichts anderes vermerkt ist, auf die sicher nachgewiesenen Paare.

Die Siedlungsdichte beträgt im Mittel der fünf Jahre 1,83 BP/km² (einschließlich vermuteter Paare: 2,09 BP/km²). Die Dichte änderte sich im Untersuchungszeitraum nicht signifikant. (χ^2 -Test: $\chi^2 = 0,50$, FG = 4). Die Zahl der Brutpaare nahm von 1991 auf 1992 um acht ab. Dieser relative große Sprung dürfte, zumindest teilweise, auf methodische Gründe zurückzuführen sein (anderer Beobachter). Das Ergebnis ist aber nicht signifikant ($\chi^2 = 0,42$, FG = 1).

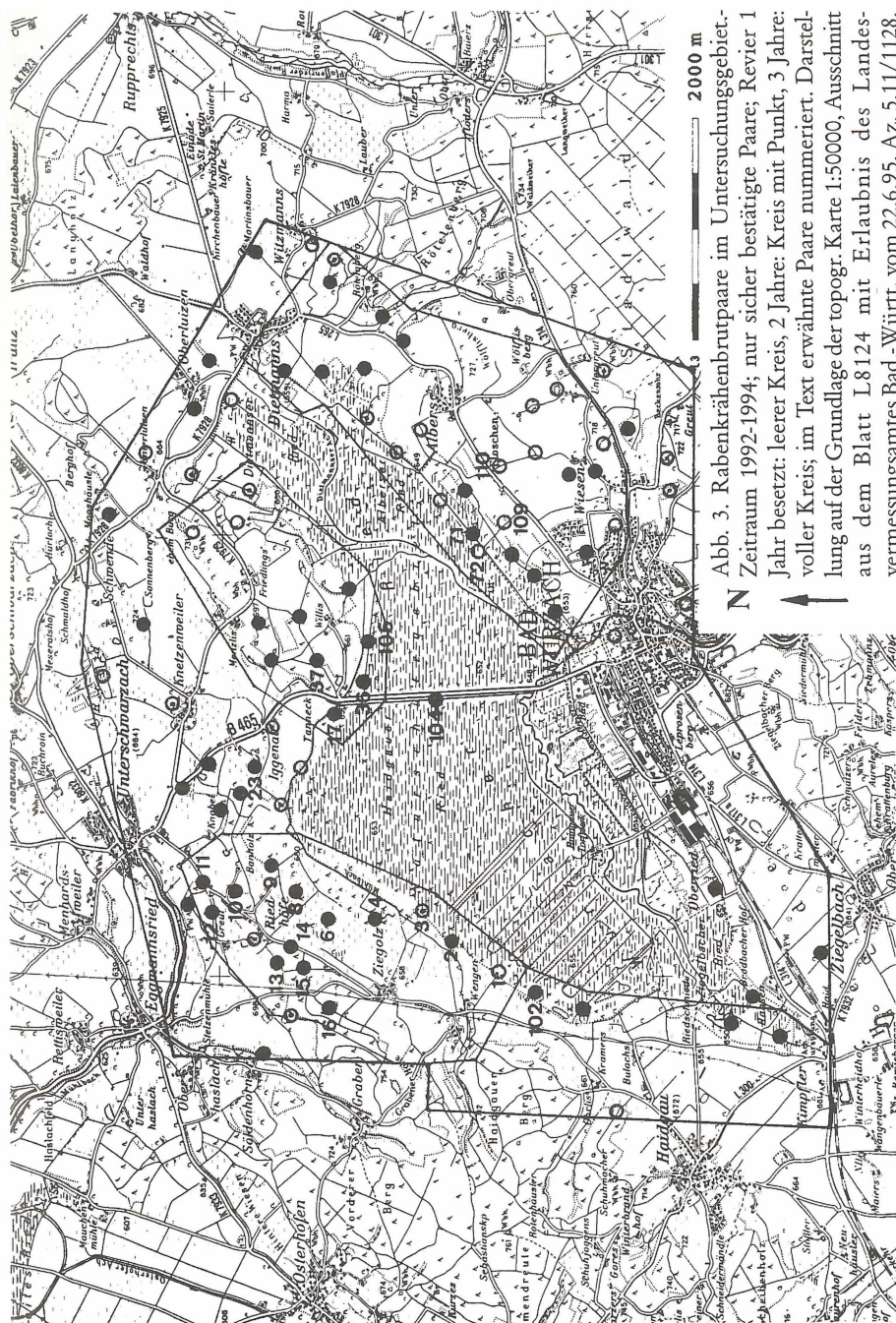
Die Brutpaardichte ist abhängig von der Größe eines Untersuchungsgebietes. Bei kleiner Fläche ist sie häufig höher (MELDE, 1984; ELLENBERG, 1989). Daher wurden innerhalb des Untersuchungsgebietes Teilgebiete abgegrenzt, die jeweils den Moorrand, landwirtschaftliche Nutzflächen und angrenzende Waldränder bzw. Feldgehölze einschließen (Abb. 3). Gebiete mit überdurchschnittlicher Dichte lagen bei Willis (4,59 BP/km²), zwischen Unterschwarzach und Wengen (4,44 BP/km²) und zwischen Wurzach und Dietmanns (4,20 BP/km²). Der Unterschied zwischen ihnen war gering ($\chi^2 = 0,326$, FG = 2, nicht signifikant n.s.). Bei Haidgau war die Rabenkrähendichte dagegen mit 1,11 BP/km² deutlich geringer ($\chi^2 = 36,74$, FG = 1, $P < 0,0001$). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren waren hier noch geringer als im gesamten Untersuchungsgebiet.

Diese Angaben werden durch die mittleren Nestabstände bestätigt: Sie lagen im gesamten Untersuchungsgebiet im Mittel bei 475 m (einschließlich vermuteter Paare: 455 m). Die Schwankungen im Untersuchungszeitraum waren ebenfalls nicht signifikant (H-Test von Kruskal und Wallis: $\chi^2 = 0,99$, FG = 2). Die drei Teilgebiete mit höherer Dichte unterscheiden sich wiederum kaum voneinander (H-Test: $\chi^2 = 3,57$, FG = 2). Im Bereich von Haidgau betrug der mittlere Nestabstand im Mittel 774 m, in den übrigen Gebieten im Mittel 403 m (U-Test: $U = 243$, $P < 0,01$, $m = 140$, $n = 243$).

Der mittlere Nestabstand betrug bei den moornahen Revieren (am Moorrand und im Moorbecken) im Mittel 677 m und bei den moorfernen Revieren (außerhalb des Moorbeckens) 512 m. Bei dieser Betrachtung fallen zahlreiche kurze Nestabstände zwischen beiden Gruppen weg, daher sind die Nestabstände höher als im gesamten Untersuchungsgebiet. Da es nur um einen relativen Vergleich zwischen moornahen und moorfernen Revieren geht und beide Gruppen von diesem „Fehler“ betroffen werden, ist dies ohne Bedeutung.

Lage der Nester zum Moorrand

Im Untersuchungsgebiet brüteten im Zeitraum 1990-1994 im Mittel 33,2 Paare ($n = 166$) oder 44 % aller Paare im Moorbecken (moornah). Die Nester lagen an der moorzugewandten und der moorabgewandten Seite der Sukzessionswälder und, wo diese fehlen, unmittelbar am Hochmoor-, Übergangsmoor oder Niedermoorrand. 42,4 Paare ($n = 212$) oder 56 % brüteten außerhalb des Moorbeckens (moorfern). Die zentralen Moorbereiche waren nahezu krähensfrei. Eine Ausnahme stellte das Brutpaar 104 dar, welches mindestens seit 1991 im Hochmoorzentrum auf den hohen



Bäumen an der Bundesstraße 465 brütete. Nach STRAUSS (pers. Mitt.) gab es in den Jahren 1990 und 1991 noch ein Paar an der Dietmannser Ach im Bereich des Öls (nordöstlich von Wurzach, s. Abb. 3).

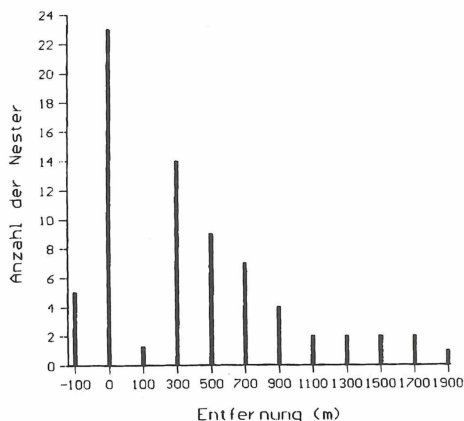


Abb. 4. Entfernung der Nester zur Grenze zwischen landwirtschaftlich genutztem und nicht mehr genutztem Gebiet. - negative Zahlen: in Richtung Moor, positive Zahlen: dem Moor abgewandt.

Ab dem Jahr 1992 ist die genauere Lage der Nester und damit ihre Entfernung von der Grenze zwischen landwirtschaftlich genutztem und nicht mehr genutztem Land bekannt. Ihre Verteilung auf die verschiedenen Entfernungsstufen ist in der Abb. 4 dargestellt. 31,4 % der Nester lagen genau auf dieser Grenze, 18 % innerhalb derselben (in Richtung Moor). Fast die Hälfte (46,4 %) befand sich zwischen 300 m und 900 m außerhalb dieser Randstruktur. Die größte Entfernung eines Nestes von ihr betrug 1900 m.

5.2.2 Schwarmareal

5.2.2.1 Brutpaare

Nach der Brutzeit und dem Ausfliegen der Jungen nehmen das aggressive Verhalten der Revierbesitzer ab und die sozialen Neigungen zu. Dann werden oft Ausflüge ins Schwarmareal unternommen und die gemeinsamen Schlafplätze aufgesucht (MELDE, 1984; WITTENBERG, 1968), das Revier wird allerdings nicht aufgegeben.

Aufenthaltsgebiete im Schwarmareal

Die telemetrierten Brutkrähen wurden in folgenden Teilgebieten angetroffen (Abb. A-1 bis Abb. A-6): Auf der Westseite des Rieds: Bei „Ziegolz“ (zwischen Wengen und den Riedhöfen) und „Eggmannsried“ (zwischen den Riedhöfen, Eggmannsried und Unterschwarzach). Daran schließt sich im Norden „Menhardsweiler“ an (reicht bis

Hummertsried und Öschle). Das Gebiet „Osterhofen“ erstreckt sich von Osterhofen bis Mühlhausen. Im Norden des Wurzacher Rieds liegt „Knetzenweiler“ (zwischen Iggenau, Knetzenweiler und Friedlings) und „Oberschwarzach“ (nördlich und südlich des Oberschwarzacher „Riedes“). Auf der Ostseite wurden die beiden Teilareale „Albers“ (zwischen Albers und Wurzach) und „Wurzach“ (südöstlich von Wurzach bis Leimental) unterschieden.

Alle telemetrierten Brutkrähen waren auch nach beginnender Nutzung des Schwarmareals noch regelmäßig im Revier anzutreffen, allerdings in unterschiedlichem Maße (Tab. 4). Am häufigsten war dies beim Paar 2 (68,2 %), am seltensten beim Paar 104 (19,8 %) Fall.

Alle Bewohner der nordwestlichen Riedseite (Paare 2, 9, 15, 16, 102) hielten sich häufig südlich von Eggmannsried, zwischen Söldenhorn und den Riedhöfen (24,7 %) und, etwas seltener (Paar 2 überhaupt nicht), in der Umgebung von Menhardsweiler auf (10,9 %). Ein weiterer Schwerpunkt lag zwischen Mühlhausen und Osterhofen (8,6 %. Ausnahme: Paare 2 und 9).

Tab. 4. Teilbereiche des Brutpaar-Schwarmareals. - n = Anzahl der Lokalisationen, * = in Ried west enthalten, Ziegolz und Eggmannsried zusammengefaßt.

	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Brutpaar-Nr.	9 (92)		9 (93)		9 (92-94)		15		16		102	
Revier	26	42,6	12	27,9	47	38,8	107	51,7	61	43,6	15	31,9
Menhardsweiler	5	8,2	3	7,0	10	8,3	44	21,3	23	16,4	4	8,5
Eggmannsried	30	49,2	28	65,1	64	52,8	46	22,2	41	29,3	15	31,9
Osterhofen	-	-	-	-	-	-	10	4,8	15	10,7	13	27,9
Brutpaar-Nr.	2		36		105		72		104		110	
Revier	15	68,2	7	25,0	24	35,8	29	32,9	6*	14,3*	32	51,6
Menhardsweiler	-	-	4	14,3	4	6,0	-	-	6	14,3	-	-
Eggmannsried	7	31,8	7	25,0	13	19,4	-	-	4	9,5	-	-
Knetzenweiler	-	-	10	35,7	22	32,8	-	-	2	4,8	-	-
Oberschwarzach	-	-	-	-	3	4,5	-	-	-	-	-	-
Albers	-	-	-	-	-	-	28	32,9	-	-	4	6,5
Wurzach	-	-	-	-	-	-	31	35,2	13	31,0	23	37,1
Ried west	-	-	-	-	-	-	-	-	17	40,5	-	-
Ried ost	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	4,8

Auch die Bewohner vom Nordrand des Riedes bei Willis (Paare 36 und 105) und das Paar 104 an der B 465 im Hochmoorzentrum waren ab und zu bei Eggmannsried und Menhardsweiler anzutreffen (5,4 %). Ihr Hauptaufenthaltsbereich lag jedoch in der nahen Umgebung bei Iggenau und Knetzenweiler (24,4 %). Entsprechend der Mittellage seines Revieres orientierte sich das Paar 104 nicht nur nach Norden und Nordwesten, sondern auch nach Südosten (Wurzach, Leimental). Hier hielten sich auch die

Paare 72 und 110 auf. Ihr zweiter Nutzungsschwerpunkt lag in der Umgebung ihrer Reviere zwischen Wurzach und Albers.

Das Ried als Schwarmareal für Brutpaare spielte nur für das Paar 104 mit 40,5 % der Lokalisationen eine Rolle.

5.2.2.2 Nichtbrüter

Größe und Aufenthaltsgebiete der Trupps im Schwarmareal

Unter einem Schwarm oder Trupp werden im folgenden Ansammlungen von mehr als fünf Rabenkrähen verstanden. Die Zahl der Nichtbrüter im Schwarmareal kann nicht genau angegeben werden, da die Schwarmgrößen im Jahreslauf in den verschiedenen Teilgebieten stark schwankten. Es ist zu beachten, daß sich die Schwärme im Zeitraum Juli bis März (grobe Angabe!) aus Nichtbrütern und Brutpaaren zusammensetzen. Nur in der übrigen Zeit überwiegt bei den Brutpaaren das territoriale Verhalten (WITTENBERG, 1968). Bei fehlgeschlagener Brut können Brutpaare zwar auch vorzeitig ihr Revier verlassen (z.B. das Paar 72 erstmals am 6. 6. 92), der so entstehende Fehler dürfte allerdings gering sein. Die Lage der Teilgebiete ist den Abb. A-5 bis A-7 zu entnehmen.

Die Nichtbrüter hielten sich weitgehend in denselben Gebieten auf wie die Brutpaare. Selten waren darüber hinaus Trupps nördlich von Klingelrain und Adelshofen, zwischen Oberschwarzach und Knetzenweiler und nördlich von Oberluizen (bis Berghof, Truilz und Waldhof) zu sehen.

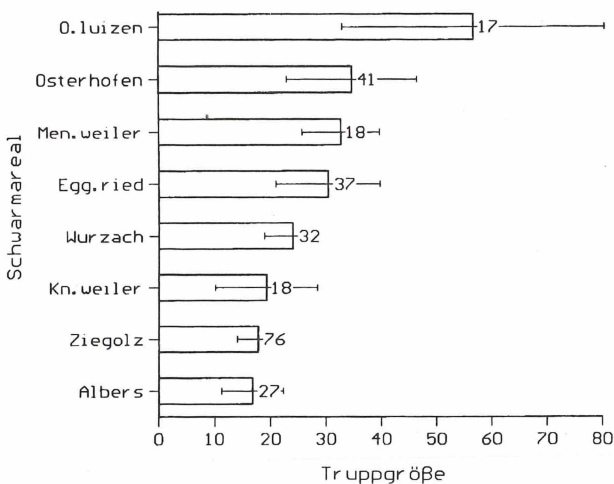


Abb. 5. Truppgrößen der Nichtbrüter in einigen Teilgebieten des Schwarmareals. - Mittelwert und Standardabweichung der Monate April-Juni (1991-1994). Auf den Balken: Anzahl der Beobachtungen.

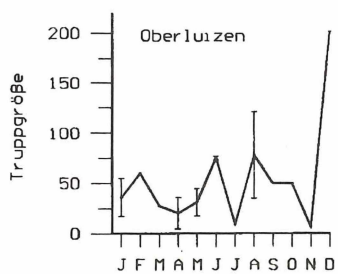
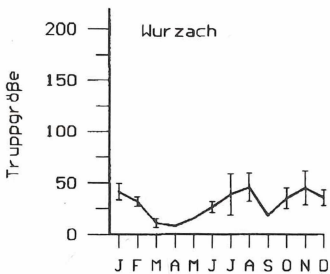
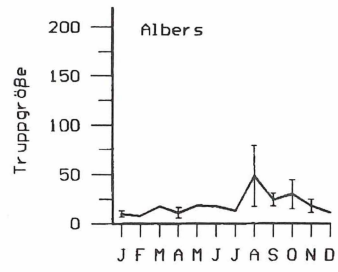
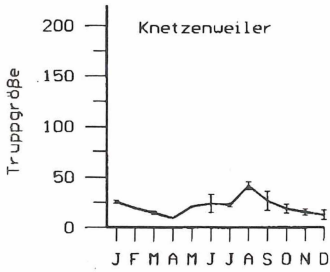
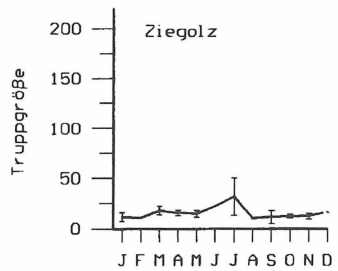
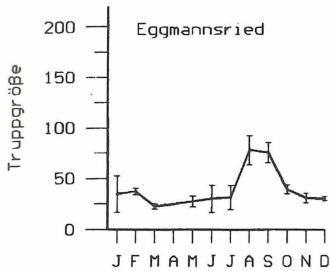
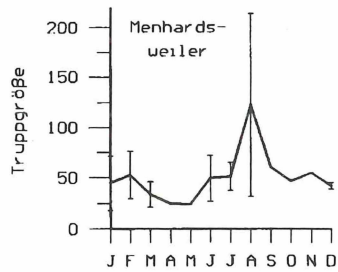
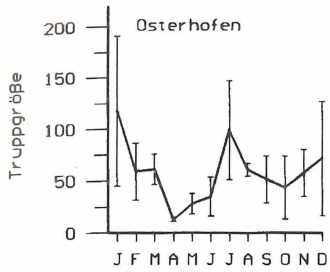


Abb. 6. Truppgrößen in einigen Teilgebieten des Schwarmareals. - Mittelwerte und Standardabweichung aus den Jahren 1992-1994.

Die mittlere Truppgröße von April bis Juni war mit 57 ± 24 Individuen bei Oberluizen am höchsten (Abb. 5). Es folgten die Gebiete Osterhofen/Mühlhausen (35 ± 12 Individuen), Menhardsweiler/Öschle (33 ± 7 Individuen), Eggmannsried (30 ± 9 Individuen), Wurzach (24 ± 5 Individuen), Knetzenweiler/Friedlings (19 ± 9 Individuen), Ziegolz (18 ± 4 Individuen) und Albers (17 ± 6 Individuen).

Die mittleren Truppgrößen schwankten nicht nur von Monat zu Monat, sondern auch von Jahr zu Jahr beträchtlich, wie die Standardabweichungen in Abb. 6 zeigen. Deutliche Maxima lagen in den Sommermonaten (Juli-September), schwächer ausgeprägte in den Wintermonaten. Nur bei Osterhofen und Oberluizen lag das mittlere Wintermaximum über dem mittleren Sommermaximum.

In den Wintermonaten konnten nördlich von Oberluizen bis zu 350 Individuen je Trupp gezählt werden (Dezember 1993), bei Osterhofen/Mühlhausen bis zu 321 (Januar 1994). Bei Eggmannsried lag das Maximum mit 200 Individuen im September 1992, in allen übrigen Gebieten im Juli oder August: Menhardsweiler/Öschle: 250 (August 1994), Wurzach: 170 (Juli 1994), Albers: 113 (August 1994), Knetzenweiler/Friedlings: 82 (August 1993), Ziegolz: 50 (Juli 1993).

Die Teilgebiete mit den größten Nichtbrütertrupps lagen also, mit Ausnahme von Oberluizen, auf der Westseite des Wurzacher Rieds. Auch außerhalb der Brutzeit (Juli bis März) waren die Schwärme östlich des Rieds (zwischen Albers und Wurzach und südöstlich von Wurzach) höchstens halb so groß wie auf der gegenüberliegenden Riedseite.

Das Ried als Schwarmareal wird im Zusammenhang mit der Habitatnutzung (Kap. 5.4.2.2) besprochen.

Aufenthaltsgebiete besendeter und markierter Nichtbrüter

Das Paar 3 hielt sich im Frühjahr 1991 am Moorrand bei Ziegolz auf (Brutversuch?), verließ aber bereits am 22.5. diesen Bereich und schloß sich einem Nichtbrütertrupp an. Beide Partner waren besendert und fast immer gemeinsam unterwegs. Das Paar 109 brütete 1994 erstmals in der Kiesgrube zwischen Wurzach und Albers. Wie in den Jahren zuvor nistete ein Elsternpaar im gleichen Feldgehölz in 15 m Abstand. Die Elstern zogen erfolgreich Junge auf, während die Brut des Rabenkrähenpaares mißlang. Am 19.4. war es erstmals außerhalb des Revieres (im Trupp) zu sehen. Von da ab hielt es sich regelmäßig im Schwarmareal auf und wird daher ebenfalls unter den nichtterritorialen Rabenkrähen besprochen.

Die bevorzugten Aufenthaltsgebiete der besenderten Nichtbrüter unterschieden sich in Abhängigkeit vom Fangort. Die meisten Nichtbrüter, die auf der Nordwestseite des Riedes gefangen wurden, hielten sich zeitweise in der Umgebung von Ziegolz, Eggmannsried, Osterhofen, Menhardsweiler und dem westlichen Haidgauer Ried auf (Tab. 5). Bei N8 fehlt Osterhofen, während Adelshofen als weiteres Gebiet hinzukommt. N2, bei Iggenau gefangen, nutzte dieselben Gebiete wie die eben besprochene Gruppe.

N7 (Fangort: Willis) hatte den größten Aktionsraum und war entsprechend an zahlreichen Stellen im Untersuchungsgebiet anzutreffen: Neben Eggmannsried, Menhardsweiler und Adelshofen kommen hier noch Knetzenweiler/Friedlings, Oberluizen und Oberschwarzach hinzu.

Tab. 5: Teilbereiche des Nichtbrüter-Schwarmareals. - n = Anzahl der Lokalisationen, N = Nichtbrüterindividuum, NP = Nichtbrüterpaar, in () = Fanggebiet, Ziegolz und Eggmannsried zusammengefaßt.

	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
	N1 (Ziegolz)		N2 (Iggenau)		NP3 (Ziegolz)		N4 (Ziegolz)		N8 (Ziegolz)		N10 (Albers)	
Menhardsweiler	2	9,5	1	7,7	12	6,1	-	-	16	13,7	-	-
Eggm./Zieg.,	13	61,9	7	53,9	75	38,1	12	36,4	85	72,7	-	-
Osterhofen	2	9,5	2	9,5	90	45,7	9	27,3	-	-	1	9,1
Iggenau	-	-	3	23,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Knetzenweiler	-	-	1	7,7	-	-	7	21,2	-	-	-	-
Oberhaslach	-	-	-	-	-	-	2	6,1	-	-	-	-
Adelshofen	-	-	-	-	-	-	-	-	10	8,5	-	-
Albers	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	13,3
Wurzach	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	13,6
Ried west	4	19,0	-	-	20	10,2	2	6,1	5	4,3	-	-
	N5 (Albers)		N7 (Willis)		N11 (Albers)		N13 (Willis)		N14 (Willis)		NP109 (Albers)	
Menhardsweiler	-	-	14	13,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Eggmannsried	-	-	59	55,1	-	-	-	-	1	5,6	-	-
Iggenau	-	-	-	-	-	-	-	-	2	11,1	-	-
Knetzenweiler	-	-	4	3,7	1	8,3	2	28,6	1	5,6	-	-
Oberschwarzach	-	-	14	13,0	-	-	2	28,6	1	5,6	-	-
Oberluizen	-	-	3	2,8	-	-	2	28,6	3	16,7	-	-
Willis	-	-	-	-	1	4,5	1	14,3	-	-	-	-
Adelshofen	-	-	5	4,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Albers	38	82,6	-	-	7	58,3	-	-	-	-	52	67,5
Wurzach	3	6,5	-	-	3	25,0	-	-	-	-	20	26,0
Ried west	-	-	5	4,7	-	-	-	-	2	11,1	-	-
Ried ost	5	10,9	-	-	-	-	-	-	3	16,7	5	6,5

N5 stammt aus einem Nest bei Albers und hielt sich wie das benachbarte Brutpaar 72 in der Umgebung von Albers, zwischen Albers und Wurzach, südöstlich von Wurzach, im östlichen Haidgauer Hochmoor und dem Übergangsmoor bei Albers auf.

Alle Nichtbrüter, die auf der Nordwestseite und Nordseite des Rieds gefangen wurden, nutzten die westliche Riedhälfte, nur N5 und N14 (Fangort Moorrand bei Willis) hielten sich entsprechend ihrer Herkunft z.T. in der Osthälfte auf. Dies gilt auch für das Paar 109 nach Brutverlust.

N1 wurde bereits 1989 von STRAUSS (pers. Mitt.) als Nestling markiert. Bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes konnte kein Brutversuch festgestellt werden. Dagegen hielt sich N9, 1992 als Nestling bei den Riedhöfen markiert, im Frühjahr 1994 regelmäßig in dem Waldstück nördlich von Willis mit einem Partner auf. Ob tatsächlich gebrütet wurde, blieb unklar, jedenfalls flogen keine Jungen aus. Auch beim Paar 3 war 1994 zunehmend territoriales Verhalten bei dem Feldgehölz westlich von Ziegolz zu beobachten.

5.3 Fläche und Habitatangebot des Aktionsraumes

5.3.1 Reviere

Revierfläche

Die Fläche der Reviere betrug im Mittel $16,9 \pm 8,3$ ha ($n = 23$, Tab. 6). Reviere, die nur aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (Intensivwiesen und Äcker) bestanden, waren im Mittel $12,6 \pm 6,1$ ha groß ($n = 7$). Solche, die zusätzlich noch Hoch-, Nieder- oder Übergangsmoor oder Extensivwiesen enthielten, erreichten $18,3 \pm 8,4$ ha (U-Test von Wilcoxon, Mann und Whitney: $U = 30,5$, $n = 7$, $m = 14$, n.s.). Die Brutpaare, bei denen die Intensivwiesen und Äcker weniger als 30 % der Revierfläche einnahmen (Nr. 2, 3, 8, 72, 104), hatten im Mittel eine Revierfläche von $19,0 \pm 7,2$ ha. Die Reviere, bei denen dieser Anteil höher war, waren im Mittel $16,4 \pm 8,5$ ha groß ($U = 33$, $m = 18$, $n = 5$, n.s.).

Tab. 6. Revierfläche. - BP-Nr. = Brutpaar-Nummer, * = Flächenänderung in den Folgejahren.

BP-Nr.	Fläche (ha)	n	BP-Nr.	Fläche (ha)	n
1	27,5	54	15	11,3	216
2	23,9	155	16	27,0	206
3	15,6	56	17	30,4	375
6	10,5	99	36	22,4	393
8	10,4	41	71	31,4	103
9	8,0	102	72	14,8	272
9 *	10,4	341	102	28,1	263
10	11,9	85	104	30,4	37
11	9,3	48	105	14,0	163
12	8,8	62	105 *	16,3	149
13	12,0	44	110	8,0	135
14	7,2	105			

Reviere mit annähernd zentraler Nestlage erreichten im Mittel $20,4 \pm 8,5$ ha (Paare 17, 36, 71, 105, 110), bei Revieren mit randlicher Nestlage waren es nur $15,7 \pm 7,9$ ha. Der Unterschied ist allerdings nicht signifikant ($U = 33$, $m = 17$, $n = 6$). Zentral liegende Nester besitzen v.a. jene Moorrandpaare, welche im Moor und auf den landwirtschaftlichen Flächen ihre Nahrung suchten. Bei den moorfernen Paaren sind es die in Feldgehölzen brütenden.

Ein Vergleich der Reviere nach ihrer Lage zum Moorrand ergibt für die moorfernen Reviere eine mittlere Fläche von $11,9 \pm 5,9$ ha und für alle anderen einen Wert von $19,6 \pm 8,2$ ha ($U = 25,5$, $m = 8$, $n = 15$, $P < 0,05$).

Habitatangebot im Revier

Im Hinblick auf die Habitatzusammensetzung im Revier lassen sich folgende Gruppen unterscheiden: (1) nur mit Moorvegetation (Hoch-, Übergangs- oder Niedermoor), (2) nur mit Moorvegetation und Extensivwiesen, (3) nur mit Moorvegetation und intensiv landwirtschaftlich genutzten Wiesen und Äckern, (4) nur mit Moorvegetation, Extensivwiesen und landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen, (5) nur mit Extensivwiesen, (6) nur mit Extensivwiesen und intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, (7) nur mit intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Die Anzahl der Reviere mit entsprechender Vegetationsausstattung ist der Tab. 7 zu entnehmen. Die Summe in den verschiedenen Jahren kann sich von der Gesamtzahl der Brutpaare (Tab. 3, S. 19) unterscheiden, da das Habitatangebot nicht von allen Revieren bekannt ist.

In den Jahren 1990 bis 1994 gab es im Mittel nur $3,2 \pm 2,0$ Reviere (4 %), die ausschließlich aus Moorvegetation bestanden. 13 Reviere enthielten Moorvegetation (19 %). Insgesamt waren 33 Reviere durch Moorvegetation oder Extensivwiesen vom Wurzacher Ried beeinflusst (45 %). Die restlichen 55 % liegen auf ausschließlich landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen.

Tab. 7. Häufigkeit der Reviere mit unterschiedlichem Habitatangebot. - 1990-1994. Mw = Mittelwert, s = Standardabweichung, </> = Flächenanteil von Intensivwiesen und Äckern am Revier.

Reviertyp	Σ	Mw	s	%
Moor	16	3,2	2,0	4
Moor+Extensivwiese	6	1,2	1,5	1
Moor+Intensivwiese	0	0,0	0,0	0
Moor+Extensivwiese+Intensivwiese	48	9,6	1,4	13
Extensivwiese	3	0,6	0,8	1
Extensivwiese+Intensivwiese	92	18,4	1,4	25
Intensivwiese	203	40,6	1,4	55
Intensivwiesen- und Ackeranteil am Revier < 30 %	50	10,0	4,6	14
Intensivwiesen- und Ackeranteil am Revier > 30 %	318	63,6	2,7	86

Bei $10,0 \pm 4,6$ Revieren (14 %) betrug der Anteil von Intensivwiesen und Äckern weniger als 30 % an der Revierfläche (für einige Reviere liegen nur Schätzungen über die Flächenanteile vor). Bei $63,6 \pm 2,7$ Revieren (86 %) lag dieser Anteil darüber. Im folgenden werden einige ausgewählte Reviere besprochen (Tab. 8). Die Reviere der Paare 104 (Bundesstraße, Hochmoorzentrum) und 72 (zwischen Wurzach und Albers) waren am deutlichsten durch Moorvegetation geprägt. Beim Paar 104 (Abb. A-8) waren es überwiegend offene und schütter mit Bergkiefern bestandene Flächen, beim Paar 72 (Abb. A-9) offenes Übergangsmoor. Das Revier von Paar 72 enthielt keinerlei landwirtschaftlich genutzten Flächen, beim Paar 104 ist hier lediglich die sporadisch gemähte Straßenböschung zu nennen, die man als Extensivwiese auffassen kann. Die Territorien der Paare 17 (Abb. A-10), 36 (Abb. A-11), 71 und 105 (Abb. A-11) lagen ungefähr je zur Hälfte im Moor und auf landwirtschaftlichen Flächen. Neben einem Sukzessionswaldanteil (bruchwaldartig) oder dichten Bergkieferbeständen ist in allen diesen Revieren ein Bereich offenen Hochmoores oder Übergangs- bzw. Niedermoors gemeinsam.

Bei den Paaren 1 und 102 (Abb. A-12) am Moorrand zwischen Wengen und Kramers ist unklar, wieviel der angrenzenden verheideten Abtorfungsbereiche noch zum Revier gehörten. Das Revier vom Paar 2 lag zwischen den beiden, erstreckte sich aber nur auf die landwirtschaftlichen Flächen (Abb. A-13).

Die Paare 6, 8 und 9 (Abb. A-14) brüteten in den Sukzessionswäldern auf ehemaligen Abtorfungsflächen. Ihre Territorien hatten allenfalls geringe Anteile an Niedermoorvegetation. Sie erstreckten sich hauptsächlich auf die moorabgewandte Seite der Sukzessionswälder, wo extensivierte Wiesen und intensiv bewirtschaftete Flächen liegen.

Die Nester der meisten Reviere lagen an dem Rand der Fichtenforste; die Reviere selbst erstreckten sich über die angrenzenden Wiesen und Äcker. Üblich war also eine periphere Nestlage. Zu diesem Typ gehörten die Reviere der Paare 15 und 16 (Abb. A-15). Zum Teil lagen die Nester auch in Feldgehölzen (z.B. Paar 110, Abb. A-16).

Die mittlere Gesamtfläche aller Reviere schwankte beträchtlich und betrug im Mittel $16,9 \pm 8,3$ ha (s.o.). Die tatsächlich zur Nahrungssuche nutzbare Fläche innerhalb der Reviere (ohne Wald, dichte Bergkiefernbestände und Wintergetreide) lag im Mittel bei $11,6 \pm 5,5$ ha. Die Streuung der Grünlandflächen innerhalb der Reviere war mit $7,5 \pm 4,1$ ha noch geringer. Bei der Fläche der Intensivwiesen lag sie nur noch bei $4,7 \pm 2,7$ ha.

Tab. 8. Habitatangebot im Revier. - Sukz.wald = Sukzessionswald, BK = Bergkiefer, HM = Hochmoor, * = Rotationsbrache (Bienenweide), + = Straßenrand.

Brutpaar-Nr.	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
	1		2		3		6		8		9	
Intensivwiese	9,0	32,6	2,5	10,3	3,7	23,3	4,8	46,2	-	-	5,0	47,7
Extensivwiese	7,0	25,5	12,5	52,1	9,3	59,4	3,8	36,5	5,5	52,9	2,8	27,1
Mähweide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acker (Mais)	-	-	1,5	6,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Acker (sonst.)	3,9	14,0	2,4	9,8	-	-	0,3	4,8	-	-	-	-
Fichtenforst	-	-	-	-	-	-	1,3	12,5	-	-	-	-
Sukz.wald	-	-	-	-	-	-	-	-	2,2	21,1	2,0	19,3
BK dicht	4,0	14,4	5,2	21,5	2,4	15,3	-	-	-	-	-	-
Sonstiges	3,7	13,5	-	-	0,3	2,0	-	-	2,7	26,0	0,6	6,0
Brutpaar-Nr.	10		11		12		13		14		15	
Intensivwiese	5,4	45,4	5,7	61,3	6,0	68,2	9,3	77,5	2,3	30,3	5,4	47,8
Extensivwiese	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	57,9	-	-
Acker (Mais)	1,7	14,3	2,0	21,5	1,0	11,4	-	-	-	-	-	-
Acker (sonst.)	1,0	8,4	0,6	6,5	0,7	8,0	1,8	15,0	0,3	3,9	2,4	21,2
Fichtenforst	3,8	31,9	1,0	10,8	1,1	12,5	0,9	7,5	0,6	7,9	2,4	21,2
Sonstiges	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	8,8
Brutpaar-Nr.	16		17		36		71		72		102	
Intensivwiese	4,4	16,3	1,0	3,3	3,3	14,7	8,2	29,9	-	-	9,3	33,2
Extensivwiese	-	-	4,4	14,5	0,8	3,6	1,1	4,0	-	-	3,0	10,7
Mähweide	3,6	13,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acker (Mais)	*3,8	14,1	3,0	9,9	0,6	2,7	-	-	-	-	4,5	8,0
Acker (sonst.)	11,4	42,2	3,0	9,9	2,0	8,9	-	-	-	-	7,9	35,9
Fichtenforst	0,7	2,6	-	-	2,1	9,4	-	-	-	-	-	-
Sukz.wald	-	-	-	-	-	-	4,0	14,6	2,1	14,2	-	-
Übergangsmoor	-	-	2,8	9,2	4,1	18,3	13,3	48,5	12,4	83,5	-	-
BK dicht	-	-	6,4	21,1	5,9	26,3	-	-	-	-	3,4	12,2
HM offen	-	-	5,5	18,2	1,7	7,6	0,5	1,8	0,4	2,3	-	-
BK schütter	-	-	1,3	4,3	0,6	2,7	-	-	-	-	-	-
sonstiges	3,1	11,5	2,9	9,7	1,3	5,8	0,3	1,1	-	-	-	-
Brutpaar-Nr.	104		105 (93)		105 (94)		110					
Intensivwiese	-	-	2,6	18,6	1,4	8,5	5,5	68,5				
Extensivwiese	+0,2	0,5	-	-	2,5	15,2	-	-				
Acker (Mais)	-	-	-	-	-	-	-	-				
Acker (sonst.)	-	-	3,5	25,1	3,5	21,3	1,9	23,9				
Sukz.wald	4,5	14,8	-	-	-	-	-	-				
Niedermoor	-	-	2,4	17,2	3,0	18,3	-	-				
BK dicht	3,1	31,0	1,6	11,4	1,7	10,4	-	-				
BK schütter	10,4	34,1	1,7	12,2	1,8	11,0	-	-				
HM offen	12,1	39,9	1,7	12,2	2,0	12,2	-	-				
sonstiges	0,2	0,5	0,5	3,6	0,5	3,0	0,6	7,6				

5.3.2 Schwarmareal

5.3.2.1 Brutpaare

Schwarmarealfäche

Die Fläche der Brutpaar-Schwarmareale reichte von 289,8 ha beim Paar 9 (1992) bis zu 1680 ha beim Paar 104 und 1700 ha beim Paar 102 (Tab. 9).

Tab. 9. Fläche der Brutpaar-Schwarmareale. - n = Anzahl der Lokalisationen, * = im Ried enthalten, Rest = ungenutzte Fläche, Ziegolz und Eggmannsried zusammengefaßt.

Brutpaar-Nr.	ha 9 (92)	%	ha 9 (93)	%	ha 9 (92-94)	%	ha 15	%	ha 16	%	ha 102	%
Revier	5	2	5	2	5	2	8	1	11	1	12	1
Menhardsweiler	56	18	42	14	49	16	66	9	66	6	61	4
Eggm./Zieg.	149	48	188	65	169	56	161	22	176	16	150	9
Osterhofen	-	-	-	-	-	-	70	10	245	22	229	13
Rest	102	33	55	19	78	26	421	58	617	55	1248	73
Σ Schwarmareal	312	101	290	100	301	100	726	100	1115	100	1700	100
Σ Aktionsraum	312		437		375		926		1115		1736	

Brutpaar-Nr.	2		36		72		104		105		110	
Revier	12	5	16	2	(15	4)*	(30	2)*	14	2	8	2
Menhardsweiler	-	-	11	1	-	-	11	1	11	1	-	-
Eggm./Zieg.	125	47	75	11	-	-	25	2	68	9	-	-
Knetzenweiler	-	-	47	7	-	-	37	2	90	12	-	-
Oberschwarzach	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	-	-
Albers	-	-	-	-	50	12	-	-	-	-	26	8
Wurzach	-	-	-	-	91	22	12	1	-	-	109	34
Ried west	-	-	-	-	-	-	58	3	-	-	-	-
Ried ost	-	-	-	-	15	4	-	-	-	-	14	4
Rest	127	48	561	79	251	62	1506	91	577	76	166	51
Σ Schwarmareal	264	100	710	100	407	100	1649	100	761	100	323	99
Σ Aktionsraum	926		814		157	39	1649		851		414	

Die Schwarmarealfäche betrug im Mittel $753,1 \pm 508,5$ ha. Im Mittel wurden nur 41,3 % ($238,7 \pm 121,2$ ha) des gesamten Schwarmareals tatsächlich genutzt.

Die mittlere Aktionsraumfläche betrug $818,7 \pm 492,9$ ha. Sie unterschied sich damit nur wenig von der Schwarmarealfäche ($U = 48$, $m = 11$, $n = 11$, n.s.). Daher beschränken sich die Abb. A-1 bis A-7 auf die Darstellung der Aktionsräume. Die Korrelation zwischen tatsächlich genutzter Fläche und Schwarmarealfäche ist nicht signifikant ($r_s = 0.464$).

Habitatangebot im Brutpaar-Schwarmareal

Da im Schwarmareal keine genaue Kartierung der Vegetationseinheiten erfolgte, sind hier nur grobe Angaben möglich. Die Verteilung von Acker- und Grünlandflächen unterscheidet sich in den verschiedenen Teilbereichen nicht wesentlich. Fichtenforste und Feldgehölze sind annähernd gleichmäßig über das Gebiet verstreut. Nur östlich und nördlich von Osterhofen gibt es größere landwirtschaftliche Flächen, die nicht von Gehölzen unterbrochen werden. Besondere Anziehungspunkte für Krähen-schwärme in Form von Müllplätzen, größeren Fischteichen oder ähnlichem fehlen.

5.3.2.2 Nichtbrüter

Schwarmarealfläche

Aufgrund der Datenmenge lassen sich nur für die telemetrierten Nichtbrüter genaue Angaben zur Fläche des Schwarmareals machen (NP3, N7, N8). Für die markierten Nestlinge sind die Angaben in Tab. 10 als Mindestflächen zu verstehen.

Tab. 10. Fläche der Nichtbrüter-Schwarmareale. - Rest = ungenutzte Fläche, Ziegelz und Eggmannsried zusammengefaßt, N = Nichtbrüterindividuum, NP = Nichtbrüterpaar.

	NP3		N7		N8		NP109		Nr.	ha
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%		
Menhardsweiler	66	4	11	1	17	1	-	-	N1	882
Eggm./Zieg.	135	8	193	10	246	20	-	-	N2	529
Osterhofen	330	19	-	-	-	-	-	-	N4	1031
Knetzenweiler	-	-	107	5	-	-	-	-	N5	281
Oberschwarzach	-	-	78	4	-	-	-	-	N13	233
Oberluizen	-	-	21	1	-	-	-	-	N14	524
Adelshofen	-	-	50	3	50	4	-	-		
Albers	-	-	-	-	-	-	31	10		
Wurzach	-	-	-	-	-	-	109	36		
Ried west	90	5	123	6	70	6	-	-		
Ried ost	-	-	-	-	-	-	22	7		
Rest	1159	65	1408	71	877	70	138	46		
Σ Schwarmareal	1780	101	1991	100	1260	101	300	99		

Ihr Aktionsraum war mit 299,5 ha deutlich geringer als bei den vier übrigen Nichtbrütern mit durchschnittlich $1675,7 \pm 306,6$ ha. Die tatsächlich genutzte Fläche betrug bei allen Nichtbrütern im Mittel 38,8 % ($467,4 \pm 218,7$ ha). Sie war größer als bei den Brutpaaren. Das Ergebnis ist allerdings nur signifikant, wenn man den Wert von Paar 109 wegläßt, welcher auch hier deutlich geringer ist als bei den anderen

Nichtbrütern (U-Test von Wilcoxon, Mann und Whitney: $U = 2$, $m = 11$, $n = 3$, $P < 0,05$).
Die Aktionsräume der Brutpaare waren im Mittel kleiner als bei den Nichtbrütern ($U = 2$, $m = 11$, $n = 3$, $P < 0,05$).

Habitatangebot im Nichtbrüter-Schwarmareal

Zum Habitatangebot im Umland gilt das bei den Brutpaar-Schwarmarealen Gesagte (Kap. 5.3.2.1).
Das Habitatangebot im Wurzacher Ried ist der Tab. 11 zu entnehmen. Bei der Berechnung der Flächengrößen wurden die Sukzessionswälder auf den ehemaligen Abtorfungsflächen am heutigen Moorrand nicht mit einbezogen, da sie bei der Nahrungssuche keine Rolle spielen.

Tab. 11. Habitatangebot im Wurzacher Ried.

Habitateinheit	Ried west		Ried ost		Summe	
	ha	%	ha	%	ha	%
offenes Hochmoor	94	14,6	29	8,2	123	12,3
Bergkiefer schütter	76	11,8	31	8,8	107	10,7
Bergkiefer dicht	130	20,1	125	35,3	255	25,5
Torfstich	308	47,8	111	31,3	419	41,9
Übergangs-/Niedermoor	37	5,7	58	16,4	95	9,5
Summe	645	100,0	354	100,0	999	100,0

5.4 Habitatnutzung im Aktionsraum

5.4.1 Reviere

5.4.1.1 Umland

Habitatnutzung in Abhängigkeit vom Habitatangebot

Die folgenden Angaben beziehen sich auf die Reviernutzung bis zum Ausfliegen der Jungen bzw. dem regelmäßigen Verlassen des Revieres im Sommer. Es werden nur die zur Nahrungssuche geeigneten Flächen einbezogen. Wälder und dichte Bergkiefernbestände fehlen daher in der Tab. 12. Es ist zu beachten, daß sich die Angaben auf den gesamten Zeitraum der Reviernutzung beziehen. Innerhalb dieses Zeitraumes schwank-

te die Nutzung verschiedener Vegetationstypen z.T. deutlich. Bei den Revieren mit Extensivwiesen und Intensivwiesen hängt z.B. die Nutzung von Äckern und Grünland von der Vegetationshöhe bzw. der Mahd ab (s.u.).

Faßt man die Werte aller Paare zusammen, wurden die Intensivwiesen signifikant bevorzugt (Berechnung nach Bonferroni). Nur beim Paar 9 ergab sich in einem Jahr eine geringere Nutzung als es dem Angebot entsprach. Allen anderen untersuchten Paare nutzten die Intensivwiesen mindestens entsprechend dem Angebot.

Die Extensivwiesen wurden insgesamt entsprechend ihrem Angebot genutzt. Bevorzugt wurden sie bei den Paaren 2, 9 (1992) und 102.

Eine Mähweide kam nur in einem Revier vor. Sie wurde häufiger aufgesucht, als es ihrem Flächenanteil am Revier entsprach.

Im Gegensatz zum Paar 72, welches ausschließlich das Übergangsmoor nutzte, flog das Nachbarpaar 71 zusätzlich auf die angrenzenden Intensivwiesen. Im Mittel waren dies 2,7 Flüge/h ($n = 29$). Sein Nest lag ungefähr 70 m südöstlicher (den landwirtschaftlichen Nutzflächen näher) als das von Paar 72. Alle anderen Moorrandpaare nutzten ebenfalls die angrenzenden Intensiv- und Extensivwiesen.

Dem Paar 104 stand, trotz seiner zentralen Lage im Moor, ein kleines Stück Grünland in Form der Straßenböschung zur Verfügung. Es war nicht möglich, den Straßenrand und gleichzeitig das Hochmoor einzusehen, die Nutzung des Grünstreifens fehlt daher in der Tab. 12. Von Januar bis Mitte Juli 1994 wurde bei 154 Fahrten auf der Bundesstraße die Nutzung des Grünlandstreifens protokolliert. Die Antreffhäufigkeit betrug 10,4 %, wobei alle positiven Beobachtungen in die Monate März bis Juli fielen. Ungefähr die Hälfte davon entfiel auf den Juni. Somit nutzte unter den genauer beobachteten Paaren nur das Paar 72 keinerlei landwirtschaftliche Flächen. Die Nutzung der Äcker war im Verhältnis zu ihrer Fläche gering. Innerhalb der Habitateinheit „Acker“ wurden allerdings Maisäcker und Rotationsbrachen deutlich bevorzugt, während beim Wintergetreide die Vegetationshöhe zur Brutzeit für eine Nutzung bereits zu groß war. Die Rotationsbrachen waren mit einer Bienenweidemischung aus Sonnenblume (*Helianthus annuus*), Malve (*Malva spec.*), Vogel-Wicke (*Vicia cracca*), Lupine (*Lupinus spec.*), Büschelschön (*Phacelia tanacetifolia*), Buchweizen (*Fagopyrum esculentum*) und Wiesen-Klee (*Trifolium pratense*) eingesät.

Tab. 12 (Seite 36). Angebot und Nutzung verschiedener Habitateinheiten im Revier. - Signifikanz mit Bonferroni-z-Statistik geprüft, für $z_{0,05/2k}$. Irrtumswahrscheinlichkeit: 0,05. P_{ex} = relative Fläche = erwarteter Wert, P_{ob} = relative Anzahl der Beobachtungen = beobachteter Wert, „+“ = positive Selektion, „-“ = negative Selektion, „=“ = Nutzung entspricht dem Angebot, IW = Intensivwiese, EW = Extensivwiese, A = Acker, ÜM = Übergangsmoor, HM = offenes Hochmoor, BKSCH = Bergkiefer schütter. Summe ohne Paar 104.

BP-Nr.	Habitat	Fläche (ha)	Pex	Anzahl Lokalisat.	P _{ob}	Konfidenzintervall	Bedeutung
2	IW	2,5	0,132	16	0,103	0,046≤P≤0,160	=
	EW	12,5	0,661	134	0,865	0,801≤P≤0,929	+
	A	3,9	0,206	5	0,032	-0,001≤P≤0,065	-
9 (92)	IW	5,0	0,641	184	0,540	0,454≤P≤0,626	-
	EW	2,8	0,359	157	0,460	0,367≤P≤0,553	+
9 (93)	IW	5,0	0,641	30	0,517	0,364≤P≤0,670	=
	EW	2,8	0,359	28	0,483	0,330≤P≤0,636	=
9 (94)	IW	5,0	0,641	44	0,550	0,420≤P≤0,680	=
	EW	2,8	0,359	36	0,450	0,320≤P≤0,580	=
15	IW	5,4	0,692	186	0,186	0,802≤P≤0,920	=
	A	2,4	0,308	30	0,139	-0,008≤P≤0,286	-
16	IW	4,4	0,190	106	0,515	0,427≤P≤0,628	+
	A	15,2	0,655	66	0,320	0,186≤P≤0,454	-
	Weide	3,6	0,155	34	0,165	0,017≤P≤0,313	=
17	IW	1,0	0,048	17	0,048	0,019≤P≤0,077	=
	EW	4,4	0,210	64	0,180	0,127≤P≤0,233	=
	A	6,0	0,286	116	0,326	0,262≤P≤0,390	=
	ÜM	2,8	0,133	82	0,230	0,172≤P≤0,288	+
	HM	5,5	0,262	74	0,208	0,153≤P≤0,263	=
	BKSCH	1,3	0,062	3	0,008	-0,004≤P≤0,020	-
36 (93)	IW	3,3	0,252	105	0,443	0,360≤P≤0,526	+
	EW	0,8	0,061	11	0,046	0,011≤P≤0,081	=
	A	2,6	0,198	24	0,101	0,051≤P≤0,151	-
	ÜM	4,1	0,313	27	0,114	0,061≤P≤0,167	-
	HM	1,7	0,130	66	0,278	0,203≤P≤0,353	+
	BKSCH	0,6	0,046	4	0,017	-0,005≤P≤0,039	-
36 (94)	IW	5,3	0,405	55	0,359	0,260≤P≤0,458	=
	EW	0,8	0,061	8	0,051	0,033≤P≤0,069	=
	A	0,6	0,046	0	0,000		-
	ÜM	4,1	0,313	15	0,096	0,072≤P≤0,120	-
	HM	1,7	0,130	68	0,436	0,396≤P≤0,476	+
	BKSCH	0,6	0,046	9	0,058	0,039≤P≤0,077	=
72	HM	0,4	0,031	3	0,011	-0,129≤P≤0,151	=
	ÜM	12,4	0,969	269	0,989	0,974≤P≤1,004	+
102	IW	9,3	0,377	117	0,445	0,338≤P≤0,532	=
	EW	3,0	0,121	65	0,247	0,122≤P≤0,372	+
	A	12,4	0,502	81	0,308	1,188 < P ≤ 0,428	-
104	HM	12,1	0,538	34	0,919	0,814≤P≤1,024	+
	BKSCH	10,4	0,462	3	0,081	-0,024≤P≤0,186	-

BP-Nr.	Habitat	Fläche (ha)	Pex	Anzahl Lokalisat.	P _{ob}	Konfidenzintervall	Bedeutung
105 (93)	IW	2,6	0,218	61	0,374	$0,336 \leq P \leq 0,412$	+
	A	3,5	0,294	46	0,282	$0,191 \leq P \leq 0,373$	=
	NM	2,4	0,202	14	0,086	$0,029 \leq P \leq 0,143$	-
	BKSCH	1,7	0,143	10	0,061	$0,013 \leq P \leq 0,109$	-
	HM	1,7	0,143	32	0,196	$0,116 \leq P \leq 0,276$	=
105 (94)	IW	1,4	0,099	55	0,369	$0,267 \leq P \leq 0,471$	+
	EW	2,5	0,176	35	0,235	$0,145 \leq P \leq 0,325$	=
	A	3,5	0,246	1	0,007	$-0,011 \leq P \leq 0,025$	-
	ÜM	3,0	0,211	12	0,081	$0,023 \leq P \leq 0,139$	-
	BKSCH	1,8	0,127	16	0,107	$0,042 \leq P \leq 0,172$	=
	HM	2,0	0,141	30	0,201	$0,116 \leq P \leq 0,286$	=
110	IW	5,5	0,743	117	0,867	$0,799 \leq P \leq 0,935$	+
	A	1,9	0,257	18	0,133	$0,065 \leq P \leq 0,201$	-
Summe	IW	55,7	0,260	1094	0,387	$0,349 \leq P \leq 0,425$	+
	EW	32,4	0,151	538	0,191	$0,147 \leq P \leq 0,235$	=
	Weide	3,6	0,017	34	0,012	$-0,036 < P \leq 0,060$	=
	A	52,0	0,243	387	0,137	$0,092 \leq P \leq 0,182$	-
	ÜM	28,8	0,135	419	0,148	$0,103 \leq P \leq 0,193$	=
	BKSCH	16,4	0,077	45	0,016	$-0,032 \leq P \leq 0,064$	-
	HM	25,1	0,117	307	0,109	$0,063 \leq P \leq 0,155$	=
	Summe	214,0	1,000	2824	1,000		

Eine Nahrungssuche außerhalb des Revieres im Umland gehörte während der Brut- und Fütterungszeit zur Ausnahme. Das Paar 17 flog ab Anfang Juni (Jungen ausgeflogen, aber z.T. noch gefüttert) regelmäßig außerhalb des Reviers liegende Intensivwiesen an. 67 Lokalisationen (15,1 %) entfielen auf diese Flächen. Alle anderen Paare nutzten nur äußerst selten landwirtschaftliche Flächen außerhalb ihres Revieres. Häufiger wurden ans Revier angrenzenden Riedbereiche genutzt (s.u.).

Habitatnutzung in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe landwirtschaftlicher Flächen

• Vegetationshöhenentwicklung

Von 1991 bis 1994 wurde die Vegetationshöhenentwicklung von 14 extensivierten Feuchtwiesen, 11 intensiv landwirtschaftlich genutzten, mehrschürigen Fettwiesen (Intensivwiesen) und 12 Äckern verfolgt. In der Abb. 7 sind beispielhaft einige der Meßreihen dargestellt. Zusätzlich wurde bei einigen weiteren Flächen die Vegetationshöhe kurz vor der Mahd gemessen.

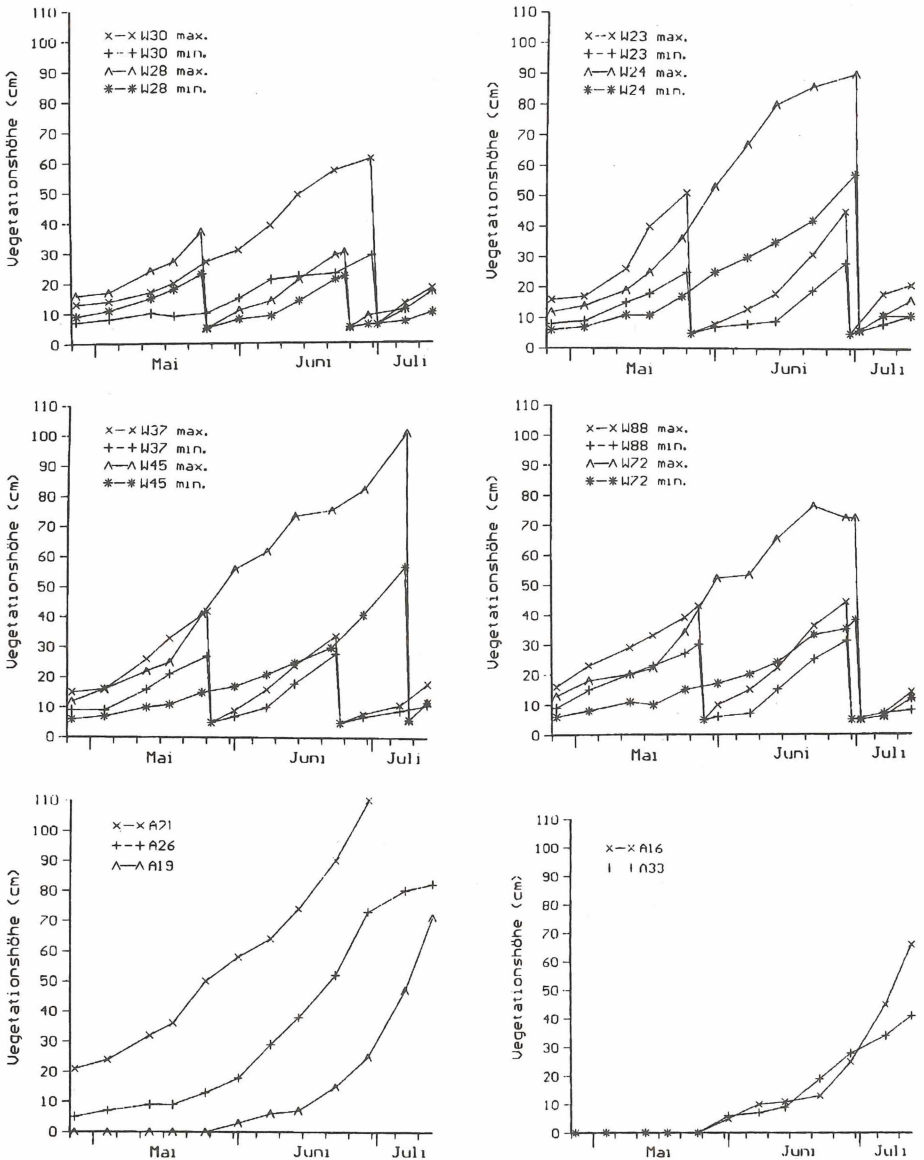


Abb. 7. Vegetationshöhe einiger Probestellen im Untersuchungsgebiet. - Extensivwiesen: W24, W30, W45, W72; Intensivwiesen: W23, W28, W37, W88; Maisäcker: A16, A33, Winterweizen: A21, A26; Rotationsbrache: A19. min./max. = minimale/maximale Vegetationshöhe.

Es zeigte sich, daß die Höhenstruktur von Extensivwiesen und Intensivwiesen jeweils eine charakteristische Entwicklung aufweist: Bei den Fettwiesen (W23, W28, W37, W88) liegen Maximal- und Minimalhöhen zum gleichen Zeitpunkt relativ eng beieinander. Diese sind daher in ihrer Struktur einheitlich dicht. In der Höhe unterschieden sie sich untereinander nur wenig. Sie wurden im Untersuchungszeitraum mehrfach gemäht und zwar im Mittel bei einer Vegetationshöhe von 37/26 cm ($n = 10$. Die erste Zahl gibt die Maximalhöhe, die zweite die Minimalhöhe an). Sie erreichten somit niemals die Höhen der extensivierten Wiesen.

Kennzeichnend für die extensivierten Wiesen (W24, W30, W45, W72) ist eine starke Heterogenität. Bereiche mit beträchtlicher Vegetationshöhe können von Stellen unterbrochen werden, die ganzjährig nur einen sehr niedrigen Bewuchs aufweisen. Die Minimalhöhe zeigt das Stockwerk der dichtstehenden Untergräser an, während die Maximalhöhe die wenigen Obergräser markiert. Dieser Unterschied ist naturgemäß am Anfang der Vegetationszeit noch gering. Die Extensivwiesen wurden im Mittel bei einer Vegetationshöhe von 85/46 cm ($n = 24$) gemäht.

Bei den Maisäckern (A16, A33) ist die späte Vegetationsentwicklung hervorzuheben, die eine Nahrungssuche über einen langen Zeitraum erlaubt. Die Wachstumskurve der Rotationsbrachen (A19) glichen der von Mais. Der Deckungsgrad war ähnlich gering.

- Vegetationshöhe und regelmäßige Nutzung von Intensiv- und Extensivwiesen

In der Abb. 8 wurde auf der Grundlage von 28 Extensivwiesen und 12 Intensivwiesen (einige mehrfach, daher $n = 16$) dargestellt, bis zu welcher Vegetationshöhe eine regelmäßige Nutzung durch die Krähen erfolgte.

Die extensivierten Feuchtwiesen konnten über einen langen Zeitraum als Nahrungsflächen dienen (fünfmal erfolgte eine Nutzung bis zu einer maximalen Vegetationshöhe von 80 bzw. 90 cm!). Die meisten Extensivwiesen wurden bei einer minimalen Vegetationshöhe zwischen 10 und 35 cm (Mittelwert = 25 cm) und einer maximalen Vegetationshöhe zwischen 10 und 50 cm (Mittelwert = 46 cm) letztmals regelmäßig genutzt. Die Vegetationshöhe als begrenzender Faktor für die Nutzung scheidet aus, wenn die regelmäßige Nutzung bereits bei Höhen von 10 cm endet.

Die regelmäßige Nutzung der Intensivwiesen erfolgte bis zu einer minimalen Vegetationshöhe zwischen 15 und 30 cm (Mittelwert = 17 cm) und einer maximalen Vegetationshöhe zwischen 10 und 40 cm (Mittelwert = 24 cm). Minimale und maximale Vegetationshöhen überlappten sich also erheblich. Dies war zu erwarten, da die Vegetationshöhenmessung bei Intensivwiesen eng beieinanderliegende minimale und maximale Vegetationshöhen zeigte.

Nutzungsbegrenzend scheint bei den Extensivwiesen die minimale Vegetationshöhe zu sein und bei den Intensivwiesen die maximale Vegetationshöhe. Die entsprechenden Mittelwerte mit 25 und 24 cm fallen fast zusammen.

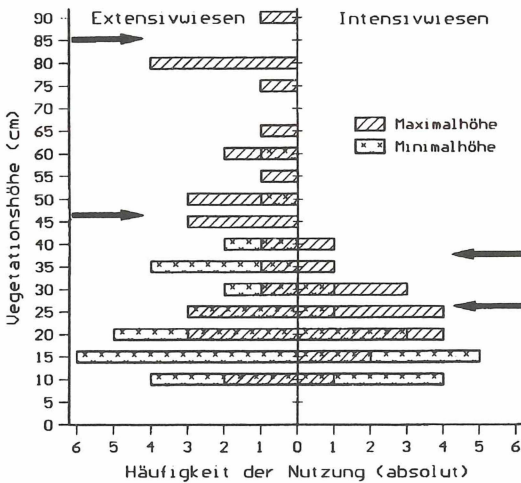


Abb. 8. Vegetationshöhe von Extensivwiesen und Intensivwiesen bis zu einer regelmäßigen Nutzung durch Rabenkrähen stattfand. - Pfeil = Minimale und maximale Grashöhe beim mittleren Mahdzeitpunkt.

Zum Vergleich: Die Nutzung von vier Maisäckern endete zweimal bei 12 cm, einmal bei 15 cm und einmal bei 27 cm (im Mittel bei 16,5 cm). Die Nahrungssuche auf zwei Rotationsbrachen kam bereits bei einer Vegetationshöhe von 13 cm zum Erliegen.

- Nutzung von Extensivwiesen, Intensivwiesen und Äckern in Abhängigkeit vom Mahdzeitpunkt

Bei sieben Brutpaaren wurde genauer untersucht, wie sich die Schwerpunkte der Nahrungssuche in Abhängigkeit von der Mahd verändern (Tab. 13). Dabei wurden drei Zeiträume unterschieden:

- (1) Bis zur ersten Mahd der Intensivwiesen (meist Anfang Mai),
 - (2) von der ersten Mahd der Intensivwiesen bis zur ersten Mahd der Extensivwiesen (meist Anfang Juli),
 - (3), nach der ersten Mahd der Extensivwiesen.
- Die Ergebnisse wurden mit Bonferroni auf Signifikanz geprüft.

Bis zur Mahd der ersten Intensivwiesen wurden die Extensivwiesen im allgemeinen stärker genutzt als es dem Flächenangebot entsprach, nach diesem Zeitpunkt bis zur Mahd der ersten Extensivwiesen eher gemieden (negative Selektion). Die Anzahl der Lokalisationen nahm ab ($\chi^2 = 327$, $P < 0,0001$). Anschließend war die Selektion wieder positiv. Die Anzahl der Lokalisationen stieg erneut ($\chi^2 = 62$, $P < 0,0001$).

Die Intensivwiesen wurden bis zu ihrer ersten Mahd signifikant weniger genutzt, als es dem Angebot entsprach. Nach dem ersten Schnitt stieg die Anzahl der Lokalisationen ($\chi^2 = 7$, $P < 0,01$). Die Selektion war positiv. Nach der ersten Mahd der Extensivwiesen erfolgt eine deutliche Abnahme der Lokalisationen auf Intensivwiesen ($\chi^2 = 32$, $P < 0,0001$), die Selektion wurde erneut negativ.

Äcker wurden in allen drei Zeiträumen signifikant gemieden. Vor allem in der dritten Periode, nach der Mahd der Extensivwiesen, kam die Nahrungssuche auf den Äckern fast zum Erliegen.

Tab. 13. Angebot und Nutzung von Extensivwiesen, Intensivwiesen und Äckern in Abhängigkeit vom Mahdzeit-punkt. - EW = Extensivwiese, IW = Intensivwiese, A = Acker, Erklärungen zur Bonferroni-z-Statistik s. S. 40.

BP-Nr.	Habitat	Zeitraum	Fläche (ha)	P _{ex}	Anzahl Lokalisat.	P _{ob}	Konfidenzintervall	Bedeutung
1	EW	1	9,4	0,435	5	0,556	0,170 ≤ P ≤ 0,942	=
		2			5	0,192	0,012 ≤ P ≤ 0,372	-
		3			4	0,500	0,088 ≤ P ≤ 0,912	=
	IW	1	9,7	0,449	0	0,000		-
		2			15	0,577	0,351 ≤ P ≤ 0,803	=
		3			4	0,500	0,088 ≤ P ≤ 0,192	=
	A	1	2,5	0,116	4	0,444	0,058 ≤ P ≤ 0,830	=
		2			6	0,231	0,038 ≤ P ≤ 0,424	=
		3			0	0,000		-
2	EW	1	12,5	0,661	83	0,892	0,817 ≤ P ≤ 0,967	+
		2			27	0,964	0,882 ≤ P ≤ 1,046	+
		3			37	0,771	0,630 ≤ P ≤ 0,912	=
	IW	1	2,5	0,132	6	0,065	0,005 ≤ P ≤ 0,125	-
		2			0	0,000		-
		3			11	0,229	0,088 ≤ P 0,370	=
	A	1	3,9	0,206	4	0,043	-0,006 ≤ P 0,092	-
		2			1	0,036	-0,046 ≤ P 0,118	-
		3			0	0,000		-
4	EW	1	3,3	0,313	29	0,475	0,326 ≤ P ≤ 0,624	+
		2			1	0,028	-0,036 ≤ P ≤ 0,092	-
		3			17	0,810	0,611 ≤ P ≤ 1,009	+
	IW	1	6,3	0,539	23	0,377	0,232 ≤ P ≤ 0,522	-
		2			31	0,861	0,727 ≤ P ≤ 0,995	+
		3			4	0,190	-0,009 ≤ P ≤ 0,389	-
	A	1	1,0	0,094	9	0,148	0,042 ≤ P ≤ 0,254	=
		2			4	0,111	-0,011 ≤ P ≤ 0,233	=
		3			0	0,000		-
6	EW	1	4,6	0,523	19	0,679	0,473 ≤ P ≤ 0,885	=
		2			2	0,067	-0,039 ≤ P ≤ 0,173	-
		3			12	0,375	0,176 ≤ P ≤ 0,574	=
	IW	1	3,7	0,420	9	0,321	0,115 ≤ P ≤ 0,527	=
		2			28	0,933	0,827 ≤ P ≤ 1,039	+
		3			20	0,625	0,426 ≤ P ≤ 0,824	+
	A	1	0,5	0,057	0	0,000		-
		2			0	0,000		-
		3			0	0,000		-

BP-Nr.	Habitat	Zeitraum	Fläche (ha)	P _{ex}	Anzahl Lokalisat.	P _{ob}	Konfidenzintervall	Bedeutung
9	EW	1	2,8	0,368	95	0,583	$0,493 \leq P \leq 0,673$	+
		2			97	0,367	$0,298 \leq P \leq 0,436$	=
		3			22	0,489	$0,315 \leq P \leq 0,663$	=
	IW	1	4,8	0,632	68	0,417	$0,327 \leq P \leq 0,507$	-
		2			167	0,633	$0,564 \leq P \leq 0,702$	=
		3			23	0,511	$0,337 \leq P \leq 0,685$	=
14	EW	1	5,1	0,774	81	0,818	$0,728 \leq P \leq 0,908$	=
		2			26	0,371	$0,236 \leq P \leq 0,506$	-
		3			40	0,816	$0,687 \leq P \leq 0,945$	=
	IW	1	0,9	0,136	12	0,121	$0,045 \leq P \leq 0,197$	=
		2			39	0,557	$0,419 \leq P \leq 0,695$	+
		3			7	0,143	$0,026 \leq P \leq 0,260$	=
	A	1	0,6	0,090	6	0,061	$-0,019 \leq P \leq 0,141$	=
		2			5	0,071	$-0,005 \leq P \leq 0,143$	=
		3			2	0,041	$-0,025 \leq P \leq 0,107$	=
102	EW	1	3,0	0,121	26	0,481	$0,323 \leq P \leq 0,639$	+
		2			21	0,104	$0,054 \leq P \leq 0,154$	=
		3			29	0,763	$0,602 \leq P \leq 0,924$	+
	IW	1	9,3	0,378	6	0,111	$0,011 \leq P \leq 0,211$	-
		2			116	0,574	$0,493 \leq P \leq 0,655$	+
		3			9	0,237	$0,076 \leq P \leq 0,398$	=
	A	1	12,4	0,500	22	0,407	$0,251 \leq P \leq 0,563$	=
		2			65	0,322	$0,245 \leq P \leq 0,399$	-
		3			0	0,000		-
	EW	1	40,8	0,412	338	0,667	$0,618 \leq P \leq 0,716$	+
		2			179	0,273	$0,232 \leq P \leq 0,314$	-
		3			161	0,668	$0,597 \leq P \leq 0,739$	+
Σ	IW	1	37,2	0,377	124	0,245	$0,200 \leq P \leq 0,290$	-
		2			396	0,604	$0,560 \leq P \leq 0,648$	+
		3			78	0,324	$0,254 \leq P \leq 0,394$	=
	A	1	20,9	0,211	45	0,088	$0,059 \leq P \leq 0,117$	-
		2			81	0,123	$0,093 \leq P \leq 0,153$	-
		3			2	0,008	$-0,005 \leq P \leq 0,021$	-
	Su	1	98,9	1,000	507	1,000		
		2			656	1,000		
		3			241	1,000		

Neststand

Als Nestbaum steht für die meisten Rabenkrähen in den Nadelforsten des Umlandes nur die Fichte (*Picea abies*) zur Verfügung. Befanden sich die Nester in einem Feldgehölz, dienten als Nestbaum auch Eschen (*Fraxinus excelsior*), Kirsche (*Prunus avium*) und Eiche (*Quercus spec.*). In den Sukzessionswäldern wurden v.a. Fichten genutzt, während es unmittelbar am Hochmoorrand Waldkiefern (*Pinus sylvestris*), Bergkiefern

(*Pinus mugo*) und Fichten waren. Insgesamt konnten 12 Nester auf Bergkiefern entdeckt werden. Sie lagen im Mittel auf einer Höhe von $7,1 \pm 1,7$ m. Die geringste Nesthöhe betrug 4,2 m.

5.4.1.2 Ried

Riednutzung im Abhängigkeit vom Habitatangebot

Bei der Nutzung von Übergangsmoorflächen gibt es deutliche Unterschiede. Beim Paar 72, dessen Revier fast ausschließlich aus diesem Habitattyp bestand, wurden sie bevorzugt, bei den Paaren 17 und 105 (1993) entsprechend ihrem Angebot genutzt und bei den Paaren 36 und 105 (1994) gemieden. Bei den drei letztgenannten Paaren bildete das Übergangsmoor einen schmalen Streifen zwischen dem Hochmoor und dem angrenzenden Grünland. Insgesamt wurde das Übergangsmoor entsprechend seiner Fläche genutzt.

Die offenen Hochmoorbereiche wurden von den Paaren 36, 104 und 105 (1994) bevorzugt, in allen anderen Einzelfällen und im Mittel aller Paare entsprechend ihrem Angebot genutzt.

Die Nahrungssuche in den schütterten Bergkiefernbeständen erfolgte bei den Paaren 36 und 105 in jeweils einem Jahr entsprechend dem Angebot, ansonsten wurde diese Habitatsinheit gemieden.

Während der Brut- und Aufzuchtzeit wurden, wie erwähnt, nur selten Wiesen und Äcker außerhalb des Reviers angeflogen. Etwas häufiger fand eine Nutzung angrenzender Riedbereiche statt.

Das Paar 102 suchte den an das Revier anschließenden Abtorfungsbereich auf (Abb. A-12). Eine genaue Abgrenzung zum Revier war hier schwierig. 75 Ortungen (17,8 %) entfielen auf verheidete Abtorfungsflächen und Torfstiche.

Das rund 800 m nordöstlich davon brütende Paar 2 konnte dagegen nie eindeutig im Torfstichgebiet lokalisiert werden. Allerdings deuten die Moosbeeren (*Vaccinium oxycoccos*) in der Nestlingsnahrung (s. Kap. 5.6) auf eine Nutzung von Zwergstrauchbeständen hin. Ob diese nur in lichten Stellen des dichten Bergkiefernrandwaldes innerhalb des Reviers oder im angrenzenden Torfstichgebiet erfolgte, muß offenbleiben.

Das Paar 36 wechselte regelmäßig über die Bundesstraße ins westliche Haidgauer Ried hinüber, um dort auf Nahrungssuche zu gehen. Von 71 Lokalisationen außerhalb des Reviers (15,3 % aller Lokalisationen) lagen 56 im offenen Hochmoor, 5 in schütter mit Bergkiefern bestandenen Bereiche und 10 in dichten Bergkiefernbeständen.

Sein Nachbarpaar 105 verließ nur selten das Revier. Nur 15 Lokalisationen (4,6 %) konnte im angrenzenden östlichen Haidgauer Hochmoorschil registriert werden.

Das Paar 104 verlor Anfang Mai seine Jungen, ab diesem Zeitpunkt wurde das Revier regelmäßig zur Nahrungssuche und zum Übernachten verlassen. Trotzdem blieb bis

Ende Juni der Aktionsraum auf das Moor beschränkt. 36 Lokalisationen (49,3 %) entfielen auf Nahrungshabitate außerhalb des Reviers. 23 davon auf offene Hochmoorflächen, 10 auf Niedermoorflächen und 3 auf schütterte Bergkiefernbestände. Das Paar 17, das als einziges Paar regelmäßig Wiesen außerhalb es seines Revieres nutzte (s.o.) tat dies nur 15 mal in Richtung Ried (3,4 %).

Riednutzung in Abhängigkeit von der Jahreszeit

Bei den Revierbesitzern bezieht sich der Begriff „Riednutzung“ im folgenden nur auf die Nahrungssuche in den offenen bzw. schütter mit Bergkiefern bestandenen Moorbereichen und die weiter vom Nest entfernten dicht mit Bergkiefern bewachsenen Flächen. Der dichte Bergkiefernrandwald in der Nestumgebung wurde nicht mit einbezogen.
Vor dem Fangzeitpunkt (frühestens Ende März) liegen für die Brüter meist keine Beobachtungen vor. Alle Brutpaare nutzten das Ried bereits zum Zeitpunkt des Fanges regelmäßig (Tab. 14). Regelmäßig bedeutet, daß mindestens an jedem dritten Beobachtungstag eine Riednutzung stattfand.

Tab. 14. Beginn und Ende der regelmäßigen Riednutzung durch Brutpaare. - * = Beob.beginn bzw. -ende, Nr. = Brutpaar-Nummer.

Nr.	Beginn	Ende	Jahr	Nr.	Beginn	Ende	Jahr
17	13.5. *	19.6. *	91	72	27.2. *	10.7.	92
	9.3. *	-	94	102	8.5. *	27.6.	92
36	25.3. *	8.7.	93	104	24.3. *	-	92
	22.3.	22.6.	94		10.3.	8.7.	93
71	25.2.	30.7.	93		23.3.	-	94
	5.3.	8.7. *	94	105	22.4. *	7.7.	93
					22.3.	17.6.	94

Die beiden Paare 71 und 72 vom Übergangsmoor bei Albers nutzten ab Ende Februar/Anfang März regelmäßig das Ried. Das Paar 104 hielt sich spätestens Mitte bis Ende März in seinem Revier im Hochmoorzentrum auf. Das Ende der regelmäßigen Riednutzung lag um den 4.7., bei 6 der 13 Stichproben zwischen dem 27.6. und 10.7. Sie endete frühestens am 17.6. und spätestens am 30.7.
Der Abb. 9 kann man den jahreszeitlichen Verlauf der Riednutzung für die Senderbetriebsdauer entnehmen. Trotz allen Abweichungen zwischen den Paaren ist ein Trend deutlich: Die Riednutzung erfolgte v.a. in den Monaten März bis Juli. Bereits im Juli ließ sie nach, und ab September erreichte sie ihr Minimum.

Die Mittelwerte im einzelnen: Die Antreffhäufigkeit betrug im März $83,3 \pm 23,6 \%$ ($n = 10$), im April $73,1 \pm 22,6 \%$ ($n = 51$), im Mai $68,0 \pm 17,2 \%$ ($n = 121$) und im Juni $73,2 \pm 19,4 \%$ ($n = 125$). Zwischen Juni und Juli ($27,4 \pm 21,5 \%$, $n = 74$) trat ein erster Rückgang ein ($\chi^2 = 8,88$, $P < 0,01$), der sich im August ($13,2 \pm 26,4 \%$, $n = 86$) fortsetzte ($\chi^2 = 11,55$, $P < 0,001$). Im September war dann mit $1,4 \pm 2,8 \%$ ($n = 54$) ein Tiefpunkt erreicht ($\chi^2 = 5,22$, $P < 0,05$). Der Unterschied zum Oktober ($2,0 \pm 4,0 \%$, $n = 29$) war gering.

In der Fortpflanzungsperiode März bis Juli betrug die Antreffhäufigkeit im Mittel $54,8 \pm 37,6 \%$, in der übrigen Zeit nur $4,7 \pm 5,2 \%$ ($\chi^2 = 107,4$, $P < 0,0001$).

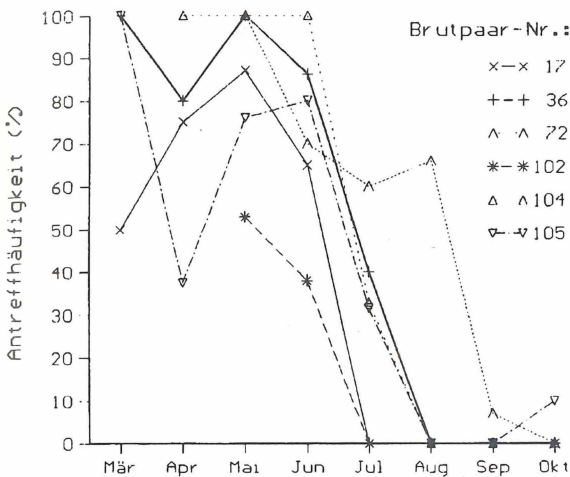


Abb. 9. Riednutzung durch Brutpaare in Abhängigkeit von der Jahreszeit. - Nur während der Senderlaufzeit.

Riednutzung in Abhängigkeit von der Tageszeit

Für die Hauptriednutzungszeit März bis Juli wurde die Antreffhäufigkeit im Ried zu verschiedenen Tageszeiten für die Paare 17, 36, 102 und 105 dargestellt (Abb. 10). Als Bezugspunkt dient die Sonnenaufgangszeit (Mittleuropäische Zeit = MEZ) für 10° östliche Länge und 50° nördliche Breite (KELLER, 1990 und 1993). Die Abweichungen für Bad Wurzach können hier vernachlässigt werden. In der Abb. 10 ist nur die obere Grenze der 1-Stunden-Intervalle angegeben. (Bsp.: „2 h“ nach Sonnenaufgang entspricht dem Intervall $> 1 \text{ h} \dots \leq 2 \text{ h}$).

In der ersten Stunde nach Sonnenaufgang beträgt die Antreffhäufigkeit im Mittel $12,5 \%$. Sie steigt dann rasch auf ungefähr 40% an und schwankt im folgenden zwischen 52% und 27% . 16 Stunden nach Sonnenaufgang kommt die Riednutzung zum Erliegen. Die Brutpaare 72 (Übergangsmoor) und 104 (Hochmoorzentrum) nutzten während der Brutzeit ausschließlich das Moor.

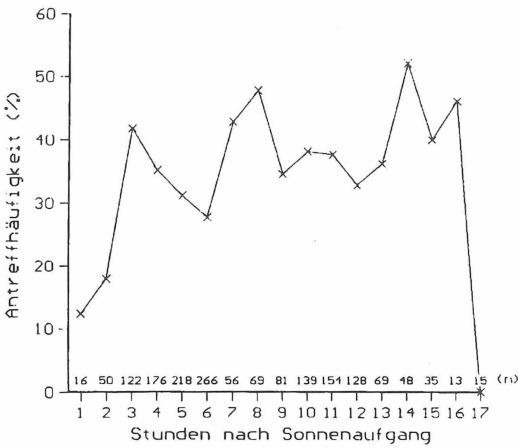


Abb. 10. Riednutzung durch Brutpaare in Abhängigkeit von der Tageszeit. - März bis Juli, Mitteleuropäische Zeit. n = Anzahl der Kontrollen.

Riednutzung in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe landwirtschaftlicher Flächen

Wie in Kap. 5.4.1.1 gezeigt, wurde die Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen von der Vegetationshöhe beeinflusst. Es stellt sich die Frage, ob bei zunehmender Vegetationshöhe ein Ausweichen ins Moor erfolgte bzw. nach der Mahd ein Rückgang der Riednutzung eintrat.

Beim Paar 17 waren Vegetationshöhe und Riednutzung bis zur Mahd der ersten Wiese im Revier nicht miteinander korreliert ($r_s = 0,019$, $n = 18$). Bis zur ersten Mahd wurden im Mittel 2,88 Lokalisationen/h gezählt, danach waren es zwar nur 1,96, das Ergebnis ist aber nicht signifikant ($U = 62$, $z = 1,67$, $m = 18$, $n = 11$).

Tab. 15. Riednutzung vor und nach der Mahd sowie Korrelation zwischen Riednutzung und Nutzung landwirtschaftlicher Flächen - () = Anzahl der Beobachtungen. r_s = Spearmanscher Rangkorrelationskoeffizient, - = nicht signifikant, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

BP-Nr.	Lokalisationen/h			Korrelation	
	vorher		nachher	r_s	
17	2,88	(18)	1,96	(11)	-0,350 (35) *
36 (93)	2,64	(10)	3,80	(10)	-0,565 (40) **
36 (94)	3,00	(12)	6,33	(12)	-0,543 (35) **
105 (93)	1,71	(11)	1,71	(11)	-0,289 (38) -
105 (94)	2,50	(10)	4,10	(10)	-0,655 (33) ***
102	1,06	(6)	1,22	(10)	-0,689 (35) **
MW/Σ	2,30	(67)	3,20	(64)	-0,361 (216) ***

Auch bei den anderen Paaren muß die Frage verneint werden. Die Riednutzung nach der Mahd war meist sogar höher als davor (Tab. 15). Im Mittel der sechs Paare waren es 2,30 Lokalisationen/h vor der Mahd und 3,20 Lokalisationen/h danach.

Bildet man Wertepaare, indem die Lokalisationen/h im Moor gegen die Lokalisationen/h auf den landwirtschaftlichen Flächen des gleichen Tages aufgetragen werden, so ergibt sich eine signifikante negative Korrelation ($r_s = -0,361$, $P < 0,001$, $n = 216$). Dies gilt für alle vier beobachteten Paare in allen Jahren (mit Ausnahme des Paares 105 im Jahr 1993). D.h., eine stärkere Nutzung landwirtschaftlicher Flächen bedeutet gleichzeitig eine geringere Nutzung des Moores und umgekehrt. Daß dies keine langfristigen Trends anzeigt, sondern für die täglichen Schwankungen der Habitatnutzung gilt, zeigen die Ergebnisse der linken Tabellenseite.

Riednutzung in Abhängigkeit von der Revierentfernung zum Ried

Aus den vorstehenden Angaben ergibt sich, daß die Riednutzung durch Brutpaare überwiegend von Moorrandrevieren ausgeht. Eine Ortung besonderer, riedfern brütender Paare im Moor war äußerst selten. Paar 16 brütete ungefähr 1100 m vom Hochmoorrand entfernt. Es war nie im Ried. Das Nachbarpaar 15, ungefähr 1000 m vom Hochmoor entfernt, konnte nur im Juni an drei Tagen hintereinander im Ried gepeilt werden. Auch Paar 110, 540 m vom Moorrand entfernt brütend, war nur zweimal im Alberser Hochmoorschild.

1992 nutzte das Paar 37 (unbesindert) einige Male den schmalen Hochmoorstreifen südwestlich von Willis (Entfernung zum Nest 600 m). Von der Kiesgrube bei Iggenau wurde ebenfalls gelegentlich ein Einflug beobachtet (500 m).

Auch von den Revierbesitzern, die an der riedabgewandten Seite der Sukzessionswälder nisteten, liegen nur wenige Nachweise aus dem Ried vor: Das Paar 9, nur 400 m vom Hochmoor entfernt, nutzte 1992 und 1994 das Ried zu keinem Zeitpunkt, 1993 nur an drei Tagen im Juni. Die übrigen, nicht besinderten, Sukzessionswaldbewohner orientierten sich vermutlich ebenfalls vorrangig auf die landwirtschaftlichen Flächen.

Einflugtiefe

Ausgehend von der Theorie ANGELSTAMS (1986), wonach die Stärke des Randeffektes vom Produktivitätsgefälle zwischen Biotopinsel und Umland abhängt, wurde bei jeder Rabenkrähenbeobachtung im Ried die Entfernung des Aufenthaltsortes zur Grenze zwischen landwirtschaftlich genutztem und nicht mehr genutztem Gebiet (im folgenden vereinfacht als „Rand“ bezeichnet) geschätzt. Die maximal mögliche Einflugtiefe beträgt in der westlichen Riedhälfte 1250 m, in der Osthälfte 900 m. Die Entfernungen wurden in 50-m-Intervalle eingeteilt, wobei jeweils die obere Grenze angege-

ben wird (Bsp.: Die Entfernungstufe „300 m“ umfaßt den Bereich von 251 bis 300 m). In der Abb. 11 sind die Ergebnisse einmal mit und einmal ohne das Paar 104 dargestellt. Da sich dessen Revier im Hochmoorzentrum an der B 465 befand, stellt es eine Ausnahme dar (die Ergebnisse einschließlich Paar 104 werden bei der folgenden Betrachtung in Klammern genannt). Es drang bis zu 1100 m weit ins Ried ein. Bei den übrigen Paaren kommen nur selten Einflüge zwischen 800 und 900 m vor. Bei 72,1 % (66,0 %) aller beobachteten Fälle befanden sich die territorialen Rabenkrähen höchstens 300 m weit vom Rand entfernt. Die Depression auf der 100-m-Stufe spiegelt den, zur Nahrungssuche ungeeigneten, dichten Bergkieferngürtel am Rand des Hochmoores wider, der Peak zwischen 0 und 100 m den Zwischenmoorstreifen zwischen Grünland und Hochmoor.

Die Einflugtiefe betrug im Mittel 248 ± 155 m (292 ± 214 m). Unter den Moorrandbrütern war sie bei den Paaren 105 (187 ± 141 m, $n = 118$) und 17 (196 ± 159 m, $n = 173$) am geringsten und beim Paar 102 am höchsten (470 ± 165 m, $n = 204$). Das Paar 104 kam im Mittel auf 699 ± 259 m ($n = 77$). Die Paare 36 ($n = 203$) und 72 ($n = 204$) lagen mit 239 ± 164 m, $254 \pm m$ und 315 ± 87 m dazwischen.

Zur Nahrungssuche bevorzugte (oder entsprechend dem Flächenanteil genutzte) Vegetationstypen (s.u.) liegen in folgendem Abstand zum „Rand“: Paar 17: 0-60 m und 200-350 m, Paar 36: 120-220 m, Paar 105: 120-350 m, Paar 72: 0-410 m und Paar 102: 120-1050 m.

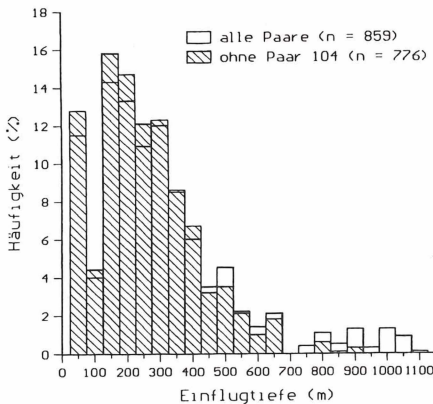


Abb. 11. Einflugtiefe der Brutpaare ins Ried.

Geographische Schwerpunkte der Riednutzung

Aus den bevorzugten Habitattypen ergeben sich z.T. bereits die geographischen Schwerpunkte der Riednutzung. In der Abb. 12 ist die Rasterbelegung der genauer beobachteten Brutpaare sowie die äußere Umgrenzung des Aktionsraumes im Moor eingezeichnet. Pfeile veranschaulichen die Riednutzung durch weitere, nicht näher untersuchte Paare.

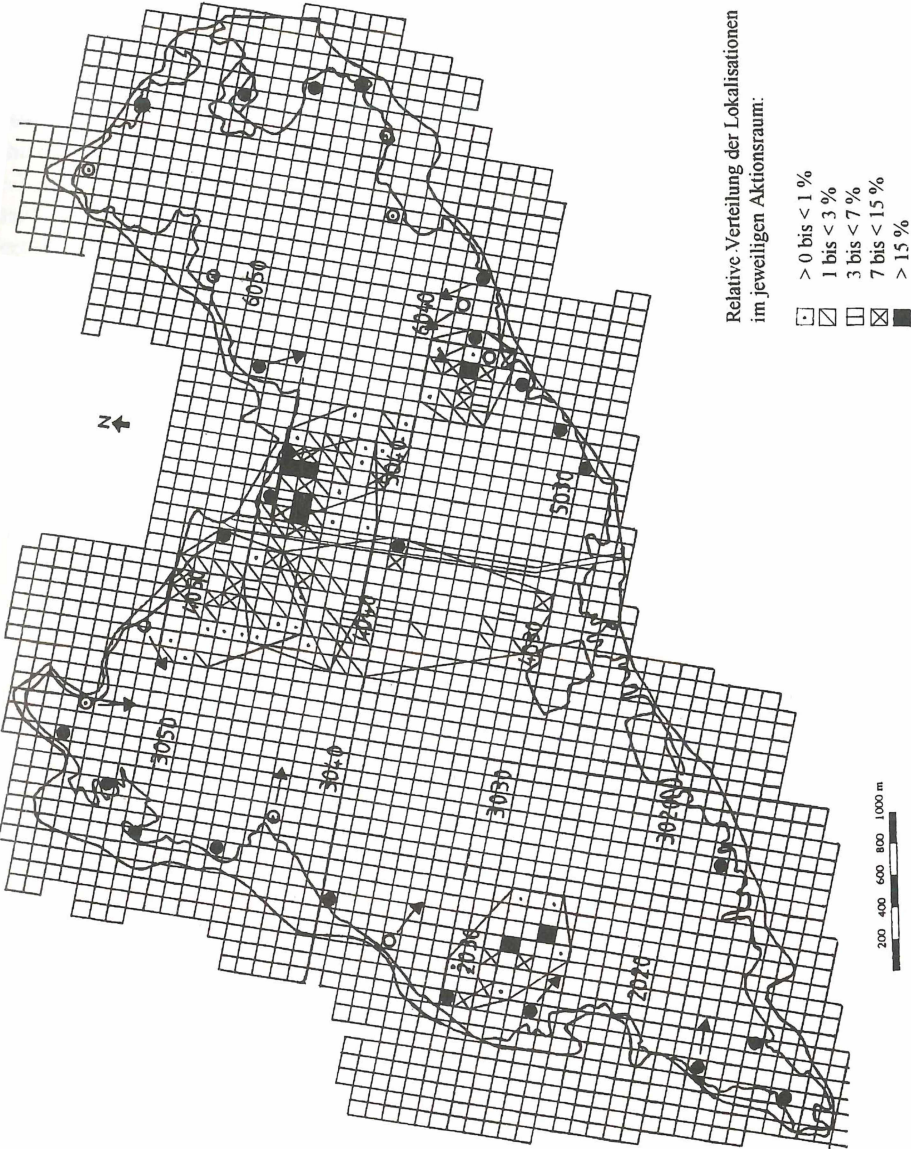


Abb. 12. Von territorialen Rabenkrähen genutzte Riedbereiche. - Revier 1 Jahr besetzt: leerer Kreis, 2 Jahre: Kreis mit Punkt; 3 Jahre: voller Kreis, Pfeile: Riednutzung unbesetzter Paare beobachtet. (Zahl der Lokalisation: BP 17: 172, BP 36: 139, BP 72: 201, BP 102: 23, BP 104: 71, BP 105: 161).

Örtliche Schwerpunkte lagen in den schmalen Streifen offenen Hochmoores, die sich ungefähr parallel zum dichten Bergkiefernrandwald zwischen Iggenau und Willis erstrecken. Außerhalb des Hochmoores verläuft hier ein schmales Band mit Übergangsmoorcharakter, welches ebenfalls von diesen Paaren angefliegen wurde. Das Paar 104 konnte durch seine zentrale Revierlage an der Bundesstraße bis ins Hochmoorzentrum vorstoßen. Das Übergangsmoor bei Albers wurde neben den Nichtbrütern noch von bis zu drei Paaren genutzt. Der Haidgauer Abtorfungsbereich lag im Einzugsgebiet von mindestens zwei Paaren. Die Intensität der Riednutzung war dort allerdings geringer (s.o.).

5.4.2 Schwarmareal

5.4.2.1 Brutpaare

Nutzung verschiedener Habitateinheiten

Nach der Brutzeit dienten überwiegend Intensivwiesen zur Nahrungssuche. Im Mittel aller Paare entfielen 70 % der Lokalisationen auf diese Habitateinheit (Tab. 16). Daneben spielten abgeerntete Äcker eine Rolle (20,3 %). Daß Maisäcker im Kolbenstadium von Krähen genutzt wurden, konnte nicht festgestellt werden. Die Feuchtwiesen entlang des Rieds waren kaum von Bedeutung (4,2 %), das Ried wurde überwiegend gemieden. Nur Paar 72, dessen Revier im Übergangsmoor lag, konnte mit 34,1 % weiterhin regelmäßig dort beobachtet werden.

Tab. 16. Habitatnutzung von Brutpaaren nach der Brutzeit (im Schwarmareal). - n = Anzahl der Lokalisationen.

	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Brutpaar-Nr.	9 (92)		9 (93)		9 (92-94)		15		16		36	
Intensivwiese	28	87,5	14	77,8	47	83,9	37	64,9	60	73,2	6	100,0
Extensivwiese	0	0,0	2	11,1	2	3,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Acker	4	12,5	2	11,1	7	12,5	20	35,1	22	26,8	0	0,0
Moor	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Summe	32	100,0	18	100,0	56	100,0	57	100,0	82	100,0	6	100,0
Brutpaar-Nr.	72		102		105		110		Summe			
Intensivwiese	20	48,8	10	55,6	13	44,8	38	70,4	231	70,0		
Extensivwiese	2	4,9	0	0,0	10	34,5	0	0,0	14	4,2		
Acker	5	12,2	8	44,4	4	13,8	1	1,8	67	20,3		
Moor	14	34,1	0	0,0	2	6,9	2	3,7	18	5,5		
Summe	41	100,0	18	100,0	29	100,0	54	100,0	330	100,0		

Nach der Brutzeit nächtigen die Brutpaare, zumindest zeitweise, außerhalb ihrer Reviere an gemeinsamen Schlafplätzen. Im Untersuchungsgebiet handelte es sich dabei stets um Fichtenforste. Ihre Lage ist den Abb. A-1 bis A-6 zu entnehmen.

Der meistbenutzte Schlafplatz lag nördlich von Menhardsweiler. Hier nächtigten alle telemetrierten Krähen der Nordwest- und Nordseite des Riedes (ausgenommen Paar 2). Die Paare an der nordwestlichen Seite des Riedes schliefen alternativ auch in dem näher gelegenen Waldstück Räuhe südwestlich von Unterschwarzach (Greut). Daneben kommen für diese Paare noch der benachbarte Eggwald (südwestlich der Riedhöfe) und das Untere Holz südwestlich von Mühlhausen in Frage.

Tab. 17. Schlafplätze der Brutpaare nach der Brutzeit. - O.schw. Ried = Forst westlich des Oberschwarzacher Rieds. n = Anzahl der Lokalisationen.

[illegible]

Die Paare nördlich des Riedes konnten gelegentlich auch in dem Fichtenforst zwischen Tanneck und Menzlis, in dem kleinen Fichtenwäldchen westlich des „Rieds“ (südlich Oberschwarzach) und in dem Forst nordwestlich Iggenaus gepeilt werden. Die Schlafplätze für die Alberser und Wurzacher Riedseite lagen v.a. im Stadtwald und in dem Fichtenwäldchen südlich von Wiesen. Das Paar 110 schlief mindestens dreimal auch im Wiesener Holz (Stadtwald bei Obergreut).

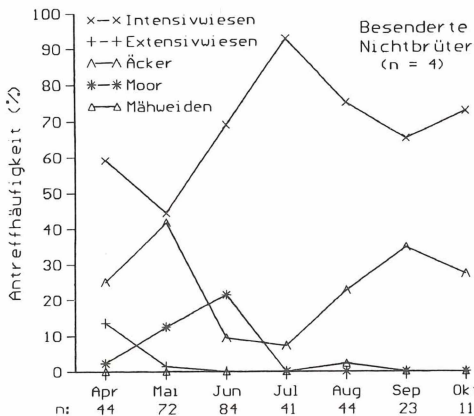
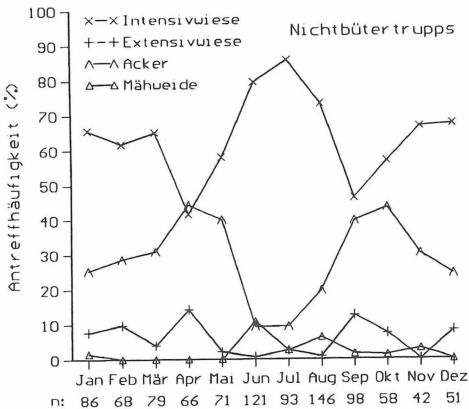


Abb. 13. Habitatnutzung im Umland durch Nichtbrüter. Abhängigkeit von der Jahreszeit.

5.4.2.2 Nichtbrüter

Habitatnutzung im Umland

- Nutzung verschiedener Habitateinheiten

Für die Darstellung der Habitatnutzung im Jahreslauf wurden die Daten aller beobachteten Schwärme verwendet. D.h., in den Monaten außerhalb der Brutzeit wurden Nichtbrüter und Brutpaare erfaßt. Da sich beide häufig in denselben Schwärmen aufhielten, sind auf jeden Fall auch die Nichtbrüter mit erfaßt (Abb. 13). In die Ergebnisse der individuell gekennzeichneten Nichtbrüter gingen die Lokalisationen von vier Tieren ein. Daten liegen hier nur für die Monate April-Oktober vor (Senderlaufzeit).

Die Kurven der markierten Tiere und der Schwärme decken sich weitgehend. Die Intensivwiesen wurden am häufigsten genutzt. Von April bis Oktober betrug die mittlere Antreffhäufigkeit bei den Trupps 63,0 % und bei den markierten Tieren 67,9 %. Bei beiden wurde das Maximum der Intensivwiesennutzung im Juli erreicht, die Minima im April bzw. Mai und im September.

Die Ackernutzung verhielt sich gegenläufig zur Intensivwiesennutzung. Sie erreichte ihre Minima im Juni und Juli und ihre Maxima im April bzw. Mai und im September bzw. Oktober. Die Antreffhäufigkeit von April bis Oktober lag bei den Nichtbrütertrupps im Mittel bei 28,1 % und bei den markierten Tieren bei 24,0 %. Die Mittelwerte der verschiedenen Habitattypen für die Wintermonate November-Februar glichen den Werten im übrigen Jahr (Intensivwiesen: 65,4 %, Äcker: 27,1 %). V.a. bei geschlossener Schneedecke besaßen gegüllte Flächen eine große Anziehungskraft für die Rabenkrähen. Die übrigen Habitattypen spielten demgegenüber eine untergeordnete Rolle. Nur die Riednutzung erreichte im Juni noch Werte über 20 % (s. folgendes Kap.).

- Nutzung gemeinsamer Schlafplätze

Im Gegensatz zu den Brutpaaren nächtigen die Nichtbrüter ganzjährig an den gemeinsamen Schlafplätzen. In der Tab. 18 sind die entsprechenden Daten für die besenderten Nichtbrüter zusammengefaßt.

Tab. 18. Schlafplätze der Nichtbrüter. - n = Anzahl d. Lokalisationen, N = Nichtbrüter-individuum, NP = Nichtbrüterpaar.

	NP3		N7		N8		NP109	
	n	%	n	%	n	%	n	%
Eggwald	9	23,1	9	26,5	10	33,3	-	-
Menhardsweiler	4	10,3	14	41,2	13	43,3	-	-
Räuhe	8	20,5	8	23,5	6	20,0	-	-
Riedhöfe	-	-	-	-	1	3,3	-	-
Unteres Holz	18	46,1	-	-	-	-	-	-
O.schw. Ried	-	-	3	8,8	-	-	-	-
Wiesen	-	-	-	-	-	-	12	75,0
Stadtwald	-	-	-	-	-	-	4	25,0
Summe	39	100,0	34	100,0	30	100,0	16	100,0

Es wurden meist die gleichen Schlafplätze wie bei den Brutpaaren (nach der Brut) benutzt. Die Nichtbrüter der Nordwestseite des Riedes schliefen im Eggwald, der Räuhe, bei Menhardsweiler und im Unteren Holz (letzteres nur Paar 3). N8 nächtigte darüber hinaus einmal am Fangort bei den Riedhöfen.

N7 (bei Willis gefangen) nutzte wie die Brutpaare der Nachbarschaft den Eggwald, die Räuhe und den Forst nördlich von Menhardsweiler, darüber hinaus noch das kleine Waldstück westlich des Oberschwarzacher „Riedes“.

Habitatnutzung im Ried

• Riednutzung in Abhängigkeit vom Habitatangebot

Die statistische Absicherung der Habitatpräferenzen erfolgt wieder mit der Bonferroni-z-Statistik (Tab. 19).

Tab. 19. Angebot und Nutzung verschiedener Habitateinheiten durch Nichtbrüter. - Erklärungen s. Tab. 12, S. 35.

	Habitat	Fläche (ha)	P _{ex}	Anzahl Lokalisat.	Pob	Konfidenzintervall	Bedeutung
Ried west	HM	94	0,146	499	0,564	0,507 ≤ P ≤ 0,621	+
	BKSCH	76	0,118	233	0,263	0,189 ≤ P ≤ 0,337	+
	BKD	130	0,201	138	0,156	0,076 ≤ P ≤ 0,236	=
	TS	308	0,478	1	0,001	-0,081 ≤ P ≤ 0,083	-
	ÜM	37	0,057	14	0,016	-0,071 ≤ P ≤ 0,103	=
	Summe	645	1,000	885	1,000		

Ried ost	HM	29	0,082	99	0,172	$0,074 \leq P < 0,270$	=
	BKSCH	31	0,088	18	0,031	$-0,074 \leq P \leq 0,136$	=
	BKD	125	0,353	39	0,068	$-0,036 \leq P \leq 0,172$	-
	TS	111	0,313	0	0,000		-
	ÜM	58	0,164	419	0,729	$0,673 \leq P \leq 0,785$	+
	Summe	354	1,000	575	1,000		
Summe	HM	123	0,123	598	0,410	$0,358 \leq P \leq 0,462$	+
	BKSCH	107	0,107	251	0,172	$0,111 \leq P \leq 0,233$	+
	BKD	255	0,255	177	0,121	$0,058 \leq P \leq 0,184$	-
	TS	419	0,419	1	0,008	$-0,068 \leq P \leq 0,069$	-
	ÜM	95	0,095	433	0,297	$0,240 \leq P \leq 0,354$	+
	Summe	999	1,000	1460	1,000		

Bezogen auf das gesamte Wurzacher Ried wurden das offene Hochmoor, die schütter mit Bergkiefern bewachsenen Hochmoorflächen und die Übergangsmoor-Gebiete häufiger genutzt, als es dem Flächenangebot entspricht (positive Selektion). Die Hochmoorflächen mit dichtem Bergkiefernbewuchs und die Abtorfungsbereiche wurden dagegen von den Rabenkrähen gemieden (negative Selektion), wobei die Abtorfungsflächen mit nur einer Beobachtung zu vernachlässigen sind (diese sind allerdings von der Beobachtungsfichte aus nur bedingt einsehbar!).

Zwischen beiden Riedhälften gibt es Unterschiede: Während im westlichen Wurzacher Ried das offene Hochmoor deutlich und die schütter mit Bergkiefern bestandenen Flächen noch schwach bevorzugt wurden, entsprachen im Ostteil die Nutzung von offenem Hochmoor und schütterem Bergkiefernbestand dem Angebot. Die dicht mit Bergkiefern bewachsenen Flächen wurden in der Westhälfte entsprechend dem Angebot genutzt, in der Osthälfte gemieden. Im Ostteil erfolgte im Gegensatz zum Westteil eine positive Selektion der Niedermoor- und Übergangsmoorflächen. Die Abtorfungsbereiche wurden überall gemieden.

• Riednutzung in Abhängigkeit von der Jahreszeit

Die von der Beobachtungsfichte festgestellten Krähenaktivitäten gingen im wesentlichen auf Nichtbrüter zurück, daher werden sie in diesem Kapitel behandelt. Begründung: (1) Bei den Paaren in den angrenzenden Sukzessionswäldern konnte keine Riednutzung festgestellt werden. (2) Die meisten Krähen flogen in einer Art (Ein- bzw.) Ausflugschneise südlich des Banholzes über die Riedhöfe hinweg. Dort verschwanden die Tiere dann hinter den bewaldeten Moränenanhöhen ins Schwarmareal. Falls sich ein Schwarm zwischen Wengen und den Riedhöfen aufhielt, erfolgte der Ein-/Ausflug auch von/nach dort. (3) Alle besenderten Nichtbrüter hielten sich im westlichen Haidgauer Ried auf. (4) Es waren meist mehrere Individuen, seltener Paare oder Einzeltiere.

Eine solche klare Trennung zwischen Brütern und Nichtbrütern war bei den Beobachtungen vom trigonometrischen Punkt bei Albers nicht möglich. Hier überlappen sich z.T die Aktionsräume beider Gruppen.

In der Tab. 20 sind Beginn und Ende der regelmäßigen Riednutzung bei den telemetrierten Nichtbrütern und bei den Beobachtungen des westlichen und östlichen Riedteils aufgelistet.

Tab. 20. Beginn und Ende der regelmäßigen Riednutzung durch Nichtbrüter. - * = Beob.beginn bzw. -ende. N = Nichtbrüterindividuum, NP = Nichtbrüterpaar.

	Beginn	Ende	Jahr		Beginn	Ende	Jahr
Ried west	-	18.7.	91	NP3	8.5.*	26.6.	91
	28.2.	8.7.	92	N7	5.4.*	16.6.	93
	27.2.	3.8.	93	N8	5.4.*	14.6.	93
	1.3.	8.7.*	94				
Ried ost	27.2.*	5.8.	92				
	25.2.	30.7.	93				
	28.2.	10.7.*	94				

Da sämtliche Nichtbrüter bereits wenige Tage nach der Besenderung im Moor gepeilt wurden, ist anzunehmen, daß sie das Ried bereits vor der Besenderung nutzten. Daher können diese ersten Moorpeilungen nicht als Beginn der regelmäßigen Riednutzung gewertet werden. Die besenderten Tiere waren Mitte bis Ende Juni letztmals im Ried. Allerdings hielten sich die beiden Nichtbrüter N7 und N8 nur vier- bzw. fünfmal im Ried auf, von einer regelmäßigen Riednutzung kann daher kaum gesprochen werden. Die unbesenderten Krähen erschienen allgemein Ende Februar im Ried. Alle Werte im westlichen und östlichen Riedteil liegen zwischen dem 25.2. und 1.3. Auch das Ende der allgemeinen Riednutzung fiel in beiden Riedhälften in den gleichen Zeitraum. Dieser begann Anfang Juli und endete Anfang August. Im Vergleich zu den Brutpaaren begann die Riednutzung etwas früher und endete etwas später. Die Hauptnutzungszeit deckte sich aber weitgehend.

Nach dem Beginn Ende Februar nahm die Riednutzung im März deutlich zu und erreichte im April und Mai einen Höhepunkt (Abb. 14). Im Juli erfolgte ein starker Einbruch, spätestens im August waren kaum noch Krähen anzutreffen. Dieser Verlauf gilt im wesentlichen für das westliche und östliche Ried. Die Peaks im September und Oktober sind auf die kurzzeitige Anwesenheit größerer Trupps zurückzuführen. Im Westteil (Oktober 1992) umfaßte dieser 23 Individuen, im Ostteil (September 1992) einmal 10 und einmal 20 Individuen.

Im Westteil wurden in der Fortpflanzungszeit (März bis Juli) im Mittel $5,61 \pm 1,23$ Krähen/Kontrolle gezählt, in der übrigen Zeit (August bis Februar) nur $0,37 \pm 0,44$

Krähen (U-Test: $z = 11,9$, $P < 0,0001$). Im Ostteil war der Unterschied ebenfalls deutlich ($3,19 \pm 0,57$ Krähen gegenüber $0,81 \pm 0,62$ Krähen; $z = 9,8$, $P < 0,0001$). Der Unterschied zwischen beiden Riedhälften ist in beiden Zeiträumen signifikant (März bis Juli: $\chi^2 = 80,0$, $P < 0,0001$; August bis Februar: $\chi^2 = 11,7$, $P < 0,001$). Signifikante Unterschiede zwischen den Beobachtungsjahren gab es nur von August bis Februar im Ostteil (mittlere Anzahl der Rabenkrähen 1992: 1,60, 1993: 0,16; U-Test: $z = 2,59$, $m = 42$, $n = 55$, $P < 0,01$).

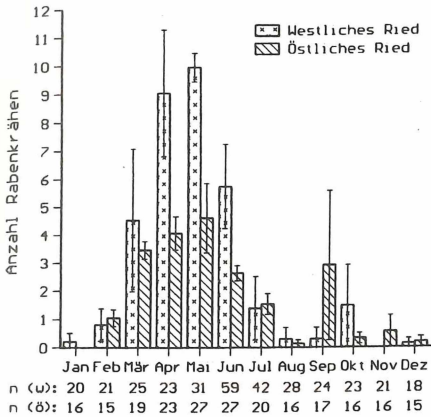


Abb. 14. Riednutzung durch Nichtbrüter in Abhängigkeit von der Jahreszeit. - Angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung aus den verschiedenen Jahren. n = Anzahl der Kontrollen.

Bei 21,2 % von insgesamt 311 Beobachtungen im westlichen Ried erreichten die Schwärme Größen von mehr als 10 Individuen. Davon umfaßte die Hälfte zwischen 10 und 20 Krähen. Die größten Trupps erreichten 50-70 Individuen. Im östlichen Ried wa-

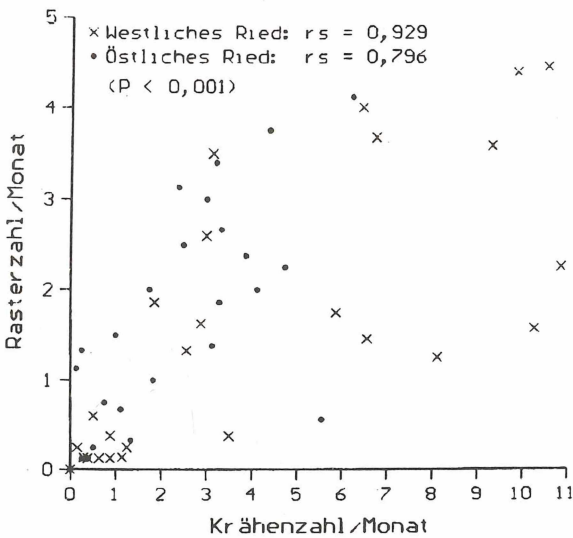


Abb. 15. Korrelation zwischen Krähenzahl/Monat und Rasterzahl/Monat bei den Nichtbrütern. - Spearmanscher Rankkorrelationskoeffizient.

ren die Trupps kleiner. Nur bei 8,5 % der insgesamt 177 Beobachtungen umfaßten die Trupps mehr als 10 Individuen. Nur selten waren über 50 Rabenkrähen gleichzeitig im Ried (Maximum 60 Individuen). Die angegebenen Werte verstehen sich als Mindestangaben, da aufgrund der Bodenunebenheiten und des Bergkiefernbewuchses nur ein Teil der jeweils anwesenden Krähen erfaßt werden konnte.

Die Individuenzahl/Monat und die Rasterzahl/Monat sind signifikant miteinander korreliert (Abb. 15). Der Spearmansche Rangkorrelationskoeffizient beträgt für den Westteil $r_s = 0,929$ ($P < 0,001$, $n = 38$), für den Ostteil $r_s = 0,796$ ($P = 0,001$, $n = 29$). D.h., mit zunehmender Anzahl der Rabenkrähen im Ried steigt auch die Anzahl der genutzten Rasterquadrate und damit die genutzte Fläche.

- Riednutzung in Abhängigkeit von der Lufttemperatur

Es stellt sich die Frage, ob der Anstieg der Riednutzung im Frühjahr mit einem Anstieg der Lufttemperatur und der damit verbundenen Zunahme an Beutetieren zusammenhängt. Nach dieser Hypothese wird in den Frühjahrsmonaten Januar bis April (Temperatur-Mittelwert: 4°C) im Gegensatz zum Zeitraum Mai bis Juli (Temperatur-Mittelwert: 16°C) ein solcher Zusammenhang erwartet. Leider gibt es nur wenige Temperaturdaten aus dem Wurzacher Ried (Naturschutzzentrum Bad Wurzach). Daher wurden (ebenfalls lückenhafte) Daten aus dem Finkenmoos verwendet, das ca. 14 km südlich von Bad Wurzach liegt. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt dort 7°C (REICHEGGER & DECHERT, 1985), im Wurzacher Ried $6,9^\circ \text{C}$ (GERMAN, 1968).

Die Korrelation zwischen der Summe der Rabenkrähen je Kontrolle und der Temperatur zu diesem Zeitpunkt war für den Zeitraum Januar bis April positiv (Spearmanscher Rangkorrelationskoeffizient $r_s = 0,552$, $n = 43$, $P < 0,001$). Für den Zeitraum Mai bis Juli ergab sich eine negative Korrelation ($r_s = -0,194$, $n = 200$, $P < 0,01$).

Für die Brutpaare war eine vergleichbare Darstellung aufgrund der Datenlage nicht möglich.

- Riednutzung in Abhängigkeit von der Tageszeit

Zur Darstellung der Tagesperiodik bei den Nichtbrütern dient die Krähenzahl zu den verschiedenen Tageszeiten. Im übrigen wurde wie bei den Brutpaaren verfahren. Aufgrund der häufigen Frühnebel und des Gegenlichts der aufgehenden Sonne bieten die frühen Morgenstunden ungünstige Beobachtungsbedingungen. Es liegen daher nur wenige Beobachtungen vor.

Bereits innerhalb der ersten Stunde nach Sonnenaufgang sind die ersten Rabenkrähen im Ried. Vier Stunden nach Sonnenaufgang ist ein erster Höhepunkt mit 6,3 Krähen je Kontrolle erreicht. Nach einem Tiefpunkt mit 2,6 Individuen sechs Stunden später folgt ein weiterer Peak, ehe die Anzahl der Rabenkrähen dann endgültig zurückgeht (Abb. 16).

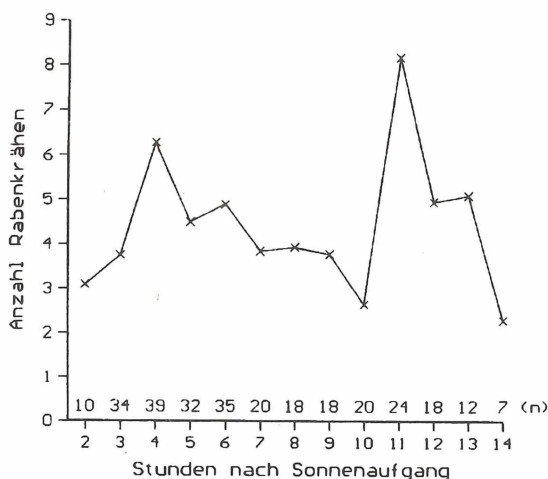


Abb. 16. Riednutzung durch Nichtbrüter in Abhängigkeit von der Tageszeit. - März bis Juli, mittlere Anzahl der Krähen/Kontrolle und Standardabweichung; Mitteleuropäische Zeit. n = Anzahl der Kontrollen.

- Riednutzung in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe landwirtschaftlicher Flächen

Die Riednutzung war bereits im März und im April in vollem Gang (s. Abb. 14), obwohl die Vegetationshöhe am 1.5. auf den Intensivwiesen erst 17/11 cm ($n = 8$) und auf den Extensivwiesen erst 17/10 cm ($n = 14$) betrug. Viele extensivierte Wiesen wurden am 1.7. erstmals gemäht. Die Antreffhäufigkeit von Schwärmen auf diesen Flächen stieg von 0,6 % im Juni nur auf 2,5 % im Juli ($\chi^2 = 0,7$). Die telemetrierten Nichtbrüter hielten sich weder im Juni noch im Juli auf den Extensivwiesen auf (Abb. 13, S.52).

Eine Abhängigkeit zwischen der Vegetationshöhe landwirtschaftlicher Nutzflächen und der Riednutzung durch Nichtbrüter ist also nicht erkennbar.

- Einflugtiefe

Die Einflugtiefe lag im westlichen Wurzacher Ried im Mittel bei 569 ± 210 m, im östlichen Teil bei 382 ± 142 (Welchtest: $T = 20,16$, $FG = 1448$, $P < 0,0001$). Nur wenige Rabenkrähen drangen jeweils bis zur maximal möglichen Tiefe von 1250 m (west) bzw. 900 m (ost) vor (Abb.17).

Im westlichen Haidgauer Ried hielten sich 80,0 % der Krähen im Bereich zwischen 350 und 800 m auf. Darüber waren es nur noch 8,1 %. Im östlichen Haidgauer Ried ist die Streuung geringer. 91,0 % der Beobachtungen liegen zwischen 200 m und 600 m, 62,8 % zwischen 250 m und 450 m.

Die Nichtbrüter drangen signifikant weiter ins Ried vor als die Brutpaare (Vergleich aller Brutpaare mit Nichtbrütern: westliches Ried: $T = 26,56$, $FG = 1654$, $P < 0,0001$, östliches Ried: $T = 9,33$, $FG = 1359$, $P < 0,0001$).

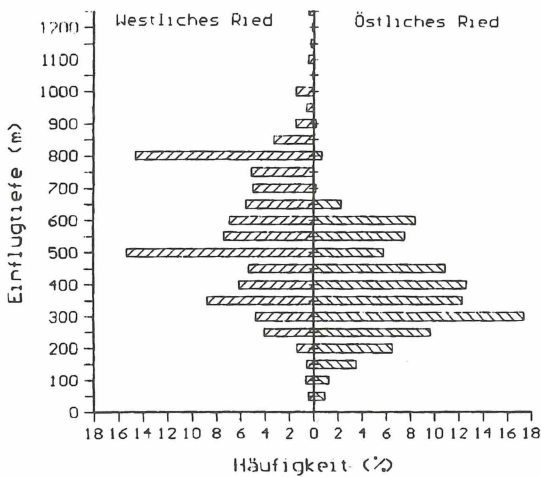


Abb. 17. Einflugschichttiefe der Nichtbrüter ins Moor.

- Zusammenhang zwischen Rabenkrähenzahl/Rasterquadrat und Frequentation/Rasterquadrat

Für die Intensität der Nutzung eines Rasterquadrates ist nicht nur die Häufigkeit der Nutzung (wie in Abb. 19, S. 62 zugrunde gelegt) wichtig, sondern auch die Anzahl der Rabenkrähen. Kommt die Frequentation eines Rasterquadrates durch viele oder wenige Individuen zustande? Als Maß für diesen Zusammenhang zwischen Individuenzahl/Rasterquadrat und Frequentation/Rasterquadrat wurde der Spearmansche Rangkorrelationskoeffizient berechnet (Abb. 18). Er beträgt für das westliche Ried 0,862 ($P < 0,001$) und für den Ostteil 0,861 ($P < 0,001$).

Die Abhängigkeit ist hochsignifikant. Das Ergebnis besagt, daß ein häufig genutztes Rasterquadrat auch von vielen Rabenkrähen besucht wurde, oder umgekehrt: selten wurde ein Rasterquadrat nur einmal oder nur wenige Male von vielen Individuen gleichzeitig genutzt. Dies gilt für das östliche Ried in erhöhtem Maße: die Regressionsgerade lautet $Y = 0,51 x + 0,91$. Mit zunehmender Krähenzahl/Rasterquadrat steigt die Frequentation/Rasterquadrat schneller als im westlichen Ried. Hier lautet die entsprechende Gleichung $Y = 0,20 x + 1,48$.

- Geographische Schwerpunkte der Riednutzung

Aus den bevorzugten Habitattypen ergeben sich z.T. bereits die örtlichen Schwerpunkte der Riednutzung durch Nichtbrüter. Die größten Flächen offenen und schütter mit Bergkiefern bestandenen Hochmoores liegen in der Nordhälfte des westlichen Haidgauer Rieds. Genau dort war die Intensität der Riednutzung am größten (Abb. 19). Die angrenzenden dichteren Bergkiefernbestände dienten als Ansitze, von denen aus die Nahrungssuche erfolgte.

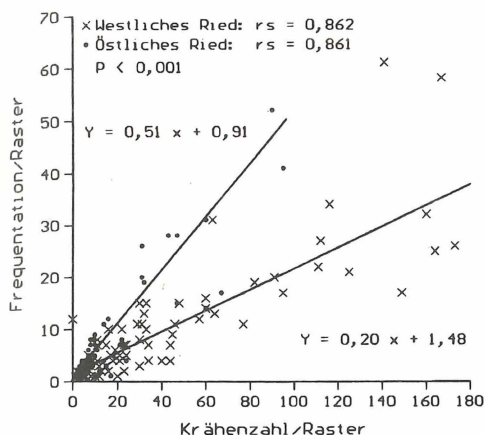


Abb. 18. Zusammenhang zwischen Rabenkrähenzahl/Rasterquadrat und Frequenz/Rasterquadrat. - Spearmanscher Rangkorrelationskoeffizient.

Häufig hielten sich auch kleinere Schwärme in dem großen offenen Hochmoorbereich westlich der Bundesstraße auf. Dieser Bereich ist allerdings von der Beobachtungsdichte weit entfernt, so daß er in der Abb. 19 unterrepräsentiert erscheint. Hier überschneiden sich die Aktionsräume von Brutpaaren und Nichtbrütern.

Die Riednutzung durch Nichtbrüter war in der östlichen Riedhälfte vor allem auf das Übergangsmoor bei Albers und die angrenzenden Bereiche des Alberser und östlichen Haidgauer Hochmoorschildes beschränkt.

Ab und zu konnten auch Rabenkrähen in den zerstreuten, schütter mit Bergkiefern bestandenen Inseln in der zentralen östlichen Riedhälfte beobachtet werden.

Bei den vielen Beobachtungen im Übergangsmoor sind auch die Aktivitäten von Revierkrähen mit erfaßt (s.o.). Dadurch verändert sich zwar die absolute Höhe der Rasterfrequenz, nicht jedoch ihre räumliche Verteilung.

Bringt man die Abb. 19 (Nichtbrüter) und Abb. 12 (Brutpaare, S. 49) zur Deckung, so verbleiben in der Nordhälfte des westlichen Haidgauer Riedes nur wenige „krähenfreie“ Rasterquadrate. Selten genutzt wird hier der Übergangsbereich zwischen dem ungestörten Hochmoor und dem Abtorfungsbereich, sowie der Abtorfungsbereich selbst. In der überwiegend von einer relativ dichten Bergkiefernvegetation bedeckten Osthälfte gibt es dagegen noch größere, nicht von Krähen aufgesuchte Flächen.

5.5 Ein Vergleich: Riednutzung durch Elstern

Riednutzung in Abhängigkeit vom Habitatangebot

Durch Vergleich von Angebot und Nutzung verschiedener Vegetationseinheiten wurde wie bei den Rabenkrähen die Habitatpräferenz ermittelt (Tab. 21).

Im Gegensatz zu den Rabenkrähen bevorzugten Elstern dicht mit Bergkiefern bestandene Flächen. Offene Hochmoor- und Übergangsmoorflächen wurden dagegen

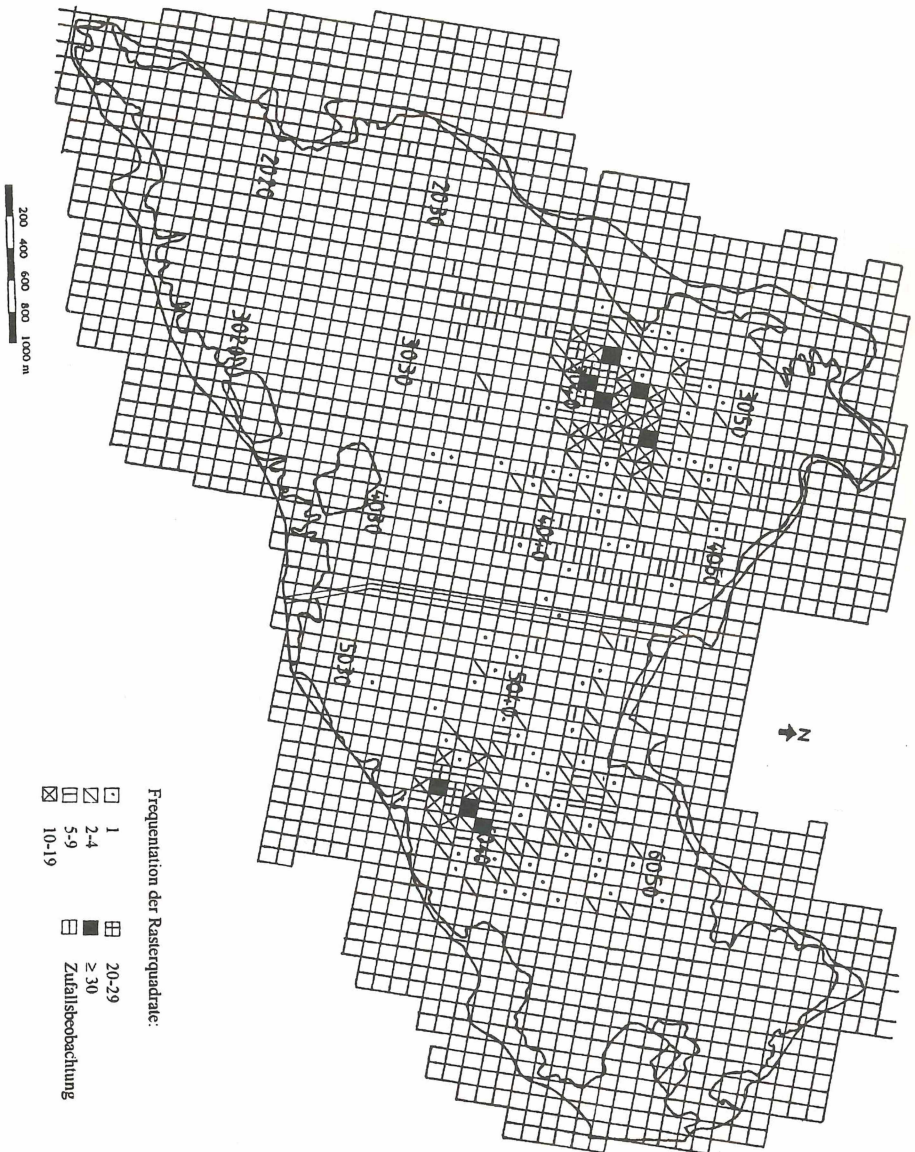


Abb. 19. (Vorwiegend) von nichtterritorialen Rabenkrähen genutzte Riedbereiche. - Beobachtungszeitraum: Westhälfte: 6.91-7.94, Osthälfte: 3.92-7.94. Zufallsbeobachtungen von verschiedenen Orten, nur qualitative Angabe.

nur entsprechend ihrem Angebot genutzt. Die schütterten Bergkiefernbestände wurden im Westteil ebenfalls bevorzugt, im Ostteil war die Nutzung entsprechend dem Angebot. Dies entspricht den Verhältnissen bei den Rabenkrähen. Ansonsten waren die Habitatpräferenzen in beiden Riedhälften gleich. Abtorfungsflächen wurden wie bei den Krähen gemieden.

Tab. 21. Angebot und Nutzung verschiedener Habitateinheiten durch Elstern. - Erklärungen s. Tab. 12, S. 35.

	Habitat	Fläche (ha)	P _{ex}	Anzahl Lokalisat.	P _{ob}	Konfidenz- intervall	Bedeutung
Ried west	HM	94	0,146	90	0,143	$0,048 \leq P \leq 0,238$	=
	BKSCH	76	0,118	142	0,226	$0,135 \leq P \leq 0,317$	+
	BKD	130	0,201	394	0,627	$0,564 \leq P \leq 0,690$	+
	TS	308	0,478	0	0,000		-
	ÜM	37	0,057	2	0,003	$-0,097 \leq P \leq 0,103$	=
	Summe	645	1,000	628	1,000		
Ried ost	HM	29	0,082	21	0,127	$-0,060 \leq P \leq 0,314$	=
	BKSCH	31	0,088	28	0,169	$-0,014 \leq P \leq 0,352$	=
	BKD	125	0,353	100	0,602	$0,476 \leq P \leq 0,728$	+
	TS	111	0,313	0	0,000		-
	ÜM	58	0,164	17	0,102	$-0,087 \leq P \leq 0,291$	=
	Summe	354	1,000	166	1,000		
Summe	HM	123	0,123	111	0,140	$0,055 \leq P \leq 0,225$	=
	BKSCH	107	0,107	170	0,214	$0,133 \leq P \leq 0,295$	+
	BKD	255	0,255	494	0,622	$0,566 \leq P \leq 0,678$	+
	TS	419	0,419	0	0,000		-
	ÜM	95	0,095	19	0,024	$-0,067 \leq P \leq 0,115$	=
	Summe	999	1,000	794	1,000		

Riednutzung in Abhängigkeit von der Jahreszeit

Beginn und Ende der Riednutzung unterschieden sich zwischen Elstern und Rabenkrähen kaum. Bei den Elstern setzte die regelmäßige Riednutzung meist Anfang März ein und endete gleichzeitig mit den Rabenkrähenbrutpaaren Anfang Juli (geringfügig früher als die nichtterritorialen Rabenkrähen). Die Werte der beiden Riedhälften liegen nahe beieinander (Tab. 22).

Tab. 22. Beginn und Ende der regelmäßigen Riednutzung durch Elstern. - * = Beob.beginn.

Beginn	Ried west Ende	Jahr	Beginn	Ried ost Ende	Jahr
28.2.	6.7.	92	21.3.*	9.7.	92
25.2.	1.7.	93	10.3.	3.7.	93
28.2.	10.7.*	94	5.3.	3.7.	94

Auch der jahreszeitliche Verlauf der Riednutzung ähnelt dem der Rabenkrähen (Abb. 20). Im Januar und Februar waren nur wenige Elstern im Ried zu sehen. Eine Ausnahme bildete der Februar 1994, als mit durchschnittlich 5,7 Individuen/Kontrolle ungewöhnlich viele Elstern im westlichen Haidgauer Ried angetroffen wurden. Die Schwerpunkte der Riednutzung bildeten dann die Monate März und April. Im Unterschied zu den Rabenkrähen ließ sie bereits im Mai langsam nach und erreichte bis zum August den Tiefpunkt. Wie bei den nichtterritorialen Rabenkrähen gab es einen kleinen Herbstpeak, der bei den Elstern aber in den November fiel. Abgesehen von den unterschiedlichen Individuenzahlen gilt der beschriebene Verlauf für beide Riedteile.

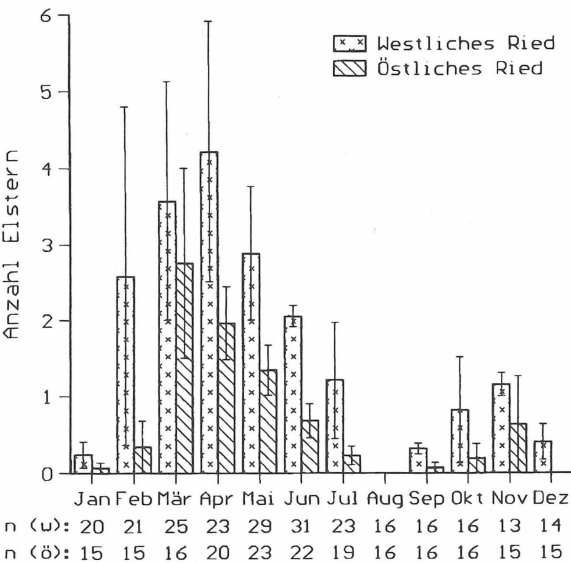


Abb. 20. Riednutzung durch Elstern in Abhängigkeit von der Jahreszeit. - Angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung aus den verschiedenen Jahren. n = Anzahl der Kontrollen.

Im Westteil wurden in der Brut- und Aufzuchtzeit (März bis Juli) im Mittel $2,75 \pm 1,11$ Elstern/Kontrolle gezählt, in der übrigen Zeit (August bis Februar) nur $0,81 \pm 0,78$ Elstern (U-Test: $z = 8,5$, $P < 0,0001$). Im Ostteil war der Unterschied ebenfalls

deutlich ($1,36 \pm 0,98$ Elstern gegenüber $0,19 \pm 0,23$ Elstern; $z = 7,6$, $P < 0,0001$). Der Unterschied zwischen beiden Riedhälften ist in beiden Zeiträumen signifikant (März bis Juli: $\chi^2 = 50,9$, $P < 0,0001$, August bis Februar: $\chi^2 = 48,0$, $P < 0,0001$). Signifikante Unterschiede zwischen den Beobachtungsjahren gab es nur während der Fortpflanzungszeit im Westteil: Mittlere Anzahl der Elstern 1992: 1,88, 1993: 2,59, 1994: 4,05; Kruskal-Wallis-Test: $\chi^2 = 15,2$, $P < 0,001$).

In beiden Zeiträumen waren im Osten und Westen ungefähr doppelt so viele Rabenkrähen wie Elstern anwesend. Meist traten die Elstern nur einzeln oder paarweise auf. Im Westteil bei 56,1 % von insgesamt 196 Beobachtungen, im Ostteil sogar bei 76,3 % von insgesamt 135 Beobachtungen. Bei 12,3 % der Fälle im westlichen Haidgauer Schild waren gleichzeitig mehr als fünf Elstern zu sehen. Nur 2,5 % der Trupps umfaßten mehr als 10 Individuen. Der größte Trupp erreichte hier 18, im Ostteil nur 12 Individuen.

Die Individuenzahl/Monat und die Rasterzahl/Monat sind auch hier signifikant miteinander korreliert (Abb. 21).

Der Spearmansche Rangkorrelationskoeffizient beträgt für den Westteil $r_s = 0,971$ ($P < 0,001$, $n = 30$), für den Ostteil $r_s = 0,957$ ($P = 0,001$, $n = 28$). D.h., mit zunehmender Anzahl der Elstern im Ried steigt auch die Anzahl der genutzten Rasterquadrate und damit die genutzte Fläche.

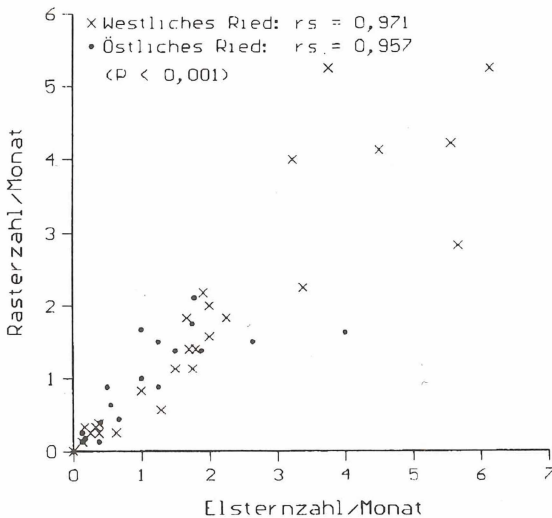


Abb. 21. Korrelation zwischen Elsternzahl/Monat und Rasterzahl/Monat. - Spearmanscher Rangkorrelationskoeffizient.

Riednutzung in Abhängigkeit von der Lufttemperatur

Wie bei den nichtterritorialen Rabenkrähen waren Lufttemperatur und Elsternzahl im Ried in den Monaten Januar bis April im Ried signifikant miteinander korreliert ($r_s = 0,420$, $n = 27$). In den Monaten Mai bis Juli ließ sich ein solcher Zusammenhang erwartungsgemäß nicht nachweisen ($r_s = -0,062$, $n = 97$).

Riednutzung in Abhängigkeit von der Tageszeit

Elstern waren ganztägig im Ried zu sehen (Abb. 22). Wie bei den nichtterritorialen Rabenkrähen ist ein annähernd zweigipfliger Verlauf mit einer mittäglichen Depression erkennbar. Der erste Gipfel und der anschließende Rückgang lassen sich in beiden Abbildungen fast zur Deckung bringen. Der zweite Anstieg ist bei den Elstern flacher und langgestreckter. Nach 14 h sind wie bei den Nichtbrütern deutlich weniger Individuen zu sehen.

Abschließend bleibt festzuhalten, daß sowohl territoriale und nichtterritoriale Rabenkrähen als auch Elstern von März bis Juli zwar in schwankender Anzahl, aber zu jeder Tageszeit im Ried anzutreffen waren.

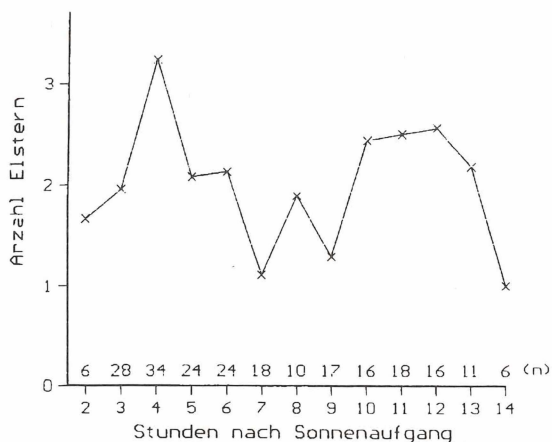


Abb. 22. Riednutzung durch Elstern in Abhängigkeit von der Tageszeit. - März bis Juli, mittlere Anzahl der Elstern/Kontrolle und Standardabweichung; Mitteleuropäische Zeit. n = Anzahl der Kontrollen.

Aufenthaltstiefe

Die Ermittlung der Daten erfolgte auf die gleiche Weise wie bei den Rabenkrähen. Von „Einflugtiefe“ kann bei den Elstern nicht gesprochen werden, da diese im Gegensatz zu den Rabenkrähen im Ried brüten (s.u.).

Die Aufenthaltsplätze lagen im westlichen Wurzacher Ried im Mittel bei 490 ± 199 m, im östlichen Teil bei 397 ± 179 m. Auch hier war also die Entfernung zur Grenze zwischen landwirtschaftlich genutztem und nicht mehr genutztem Gebiet im Ostteil deutlich geringer (Welchtest: $T = 5,75$, $FG = 281$, $P < 0,0001$). Rabenkrähen hielten

sich in der Westhälfte (569 m) deutlich weiter im Moorinnern auf als Elstern (Welchtest: $T = 7,36$, $FG = 1372$, $P < 0,0001$). In der Osthälfte (382 m) waren die Unterschiede gering (Welchtest: $T = 0,99$, $FG = 227$).

Die relative Verteilung der Lokalisationen auf die verschiedenen Entfernungsstufen ist in der Abb. 23 dargestellt. Sie läßt sich bei nichtterritorialen Rabenkrähen und Elstern im Westteil des Moores beinahe zur Deckung bringen. Nur sind die Spitzen bei 500 m und 800 m bei den Rabenkrähen noch ausgeprägter und die Entfernungsstufen bis 300 m stärker vertreten.

75,6 % der Lokalisationen im westlichen Wurzacher Ried lagen bei den Elstern zwischen 350 und 800 m. Darüber waren es nur noch 3,7 %, darunter 20,7 %. Die maximale Aufenthaltstiefe betrug hier 1100 m. In der Osthälfte sind zwei deutliche Schwerpunkte bei ungefähr 250 m und ungefähr 550 m zu erkennen. 80,0 % der Lokalisationen lagen zwischen 200 und 600 m. Nur in 0,2 % aller Fälle wurde die maximal mögliche Aufenthaltstiefe von 900 m erreicht.

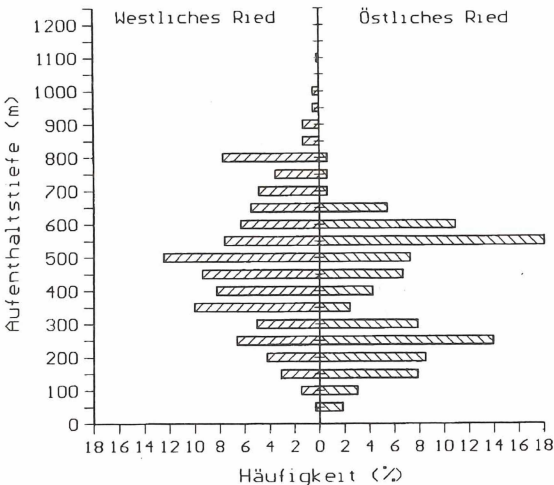


Abb. 23. Aufenthaltstiefe der Elstern im Moor.

Zusammenhang zwischen Elsternzahl/Rasterquadrat und Frequentation/Rasterquadrat

Auch bei den Elstern ist der Zusammenhang zwischen Frequentation/Rasterquadrat und Elsternzahl/Rasterquadrat in beiden Riedhälften signifikant (Abb. 24).

Der Spearmansche Rangkorrelationskoeffizient r_s beträgt im Westteil: $= 0,952$ und im Ostteil: $0,829$, $P < 0,001$). Auch hier bedeutete eine hohe Frequentation/Rasterquadrat ein hohe Elsternzahl/Rasterquadrat und umgekehrt. Der Unterschied zwischen beiden Riedhälften ist geringer als bei den Rabenkrähen. Die Regressionsgleichungen sind beinahe identisch. D.h. mit zunehmender Elsternzahl/Rasterquadrat steigt die Frequentation in beiden Riedhälften annähernd gleichstark an (vgl. die Regressionsgleichungen).

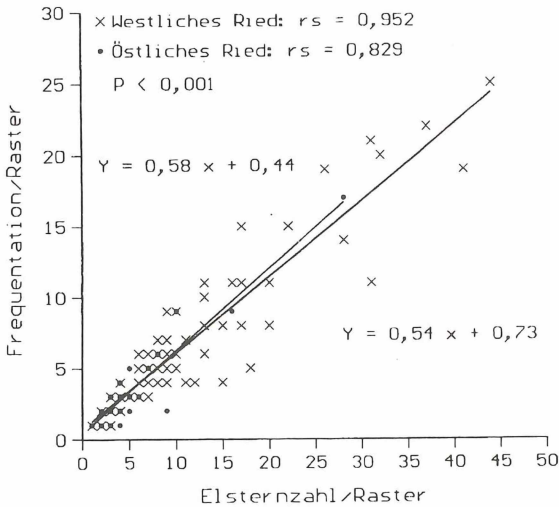


Abb. 24. Zusammenhang zwischen Elsternzahl/Rasterquadrat und Frequenzation/Rasterquadrat. -Spearmanischer Rangkorrelationskoeffizient.

Geographische Schwerpunkte der Riednutzung

Entsprechend den Angaben zur Habitatnutzung, deckten sich die örtlichen Schwerpunkte der Riednutzung von Elstern und Rabenkrähen weitgehend (Abb. 25). Im westlichen Ried wurden durch die Elstern zusätzlich die von den Krähen ausgesparten dichten Bergkiefernbestände zwischen Abtorfungsbereich und ungestörtem Hochmoor sowie zwischen Banholz und Iggenau abgedeckt. In den Bergkiefernbereichen des westlichen Haidgauer Schildes brüteten ungefähr 7-10 Elsternpaare. Ein beflogenes Nest lag 1993 im Rasterquadrat 34/34. Im östlichen Ried waren neben den gemeinsam mit den Krähen genutzten Flächen zusätzlich die dichten Bergkiefernbestände des Alberser Schildes von Bedeutung. Im Ostteil brüteten mindestens 5-7 weitere Elsternpaare. Ein verlassenes Gelege wurde im Rasterquadrat 63/43 entdeckt.

In beiden Riedhälften brüteten Elstern in unmittelbarer Nachbarschaft von Rabenkrähenpaaren (Paare 17, 36 und 105). Sie nutzten große Flächen gemeinsam. Die Elstern wurden ab und zu vertrieben, insgesamt waren aggressive Verhaltensweisen aber selten zu beobachten.

5.6 Nestlingsnahrung aus verschiedenen Rabenkrähenrevieren

Die untersuchte Nestlingsnahrung stammt aus fünf verschiedenen Reviertypen: einem Moorrandrevier mit landwirtschaftlichen Flächen und offenem Hochmoor (Paar 17), einem Moorrandrevier mit landwirtschaftlichen Flächen und verheideten Abtorfungsbereichen (Paar 102, der Abtorfungsbereich gehörte vermutlich nicht zum Revier, diente aber zur Nahrungssuche), einem Moorrandrevier, das ausschließlich

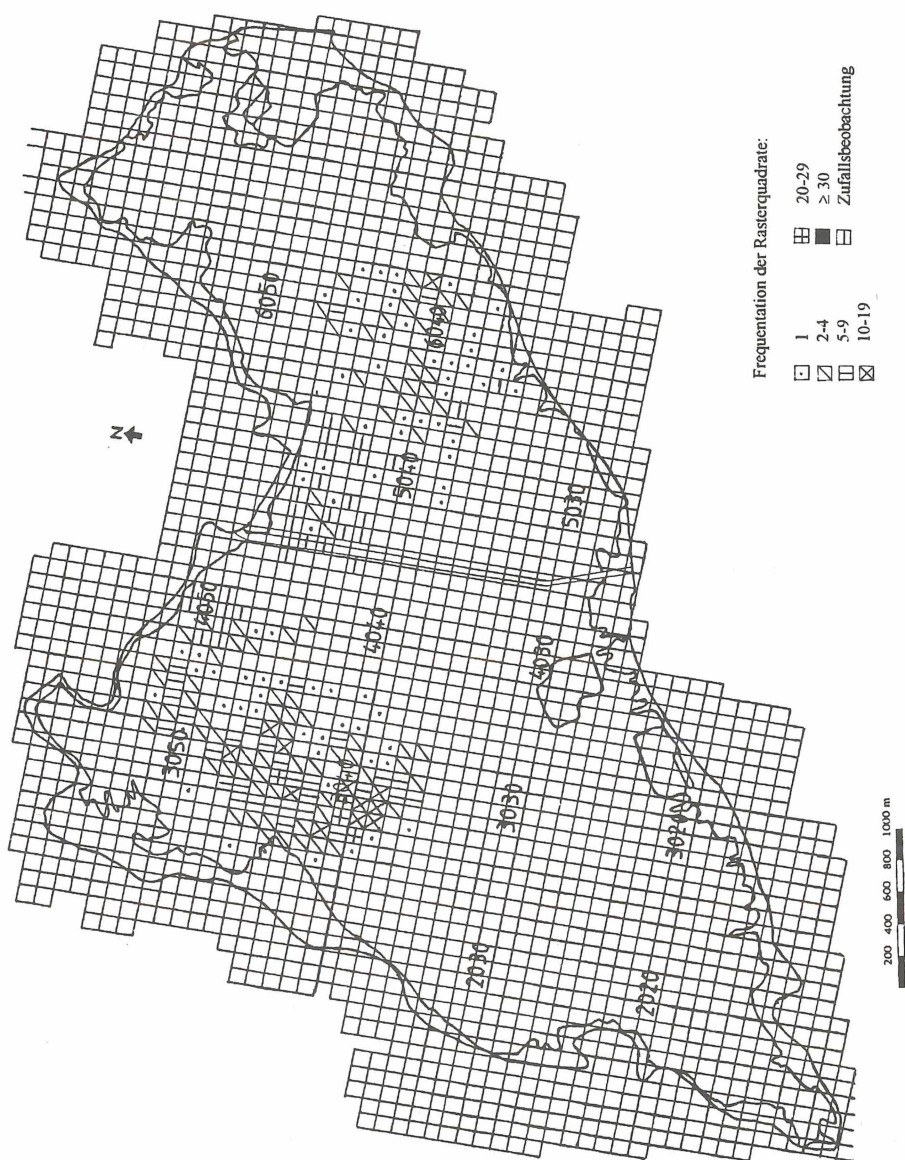


Abb. 25. Von Elstern genutzte Riedbereiche. - Beobachtungszeitraum: Westhälfte: 1.92- 7.94, Osthälfte: 4.92- 7.94. Zufallsbeobachtungen von verschiedenen Orten, nur qualitative Angabe. Fig. 25.

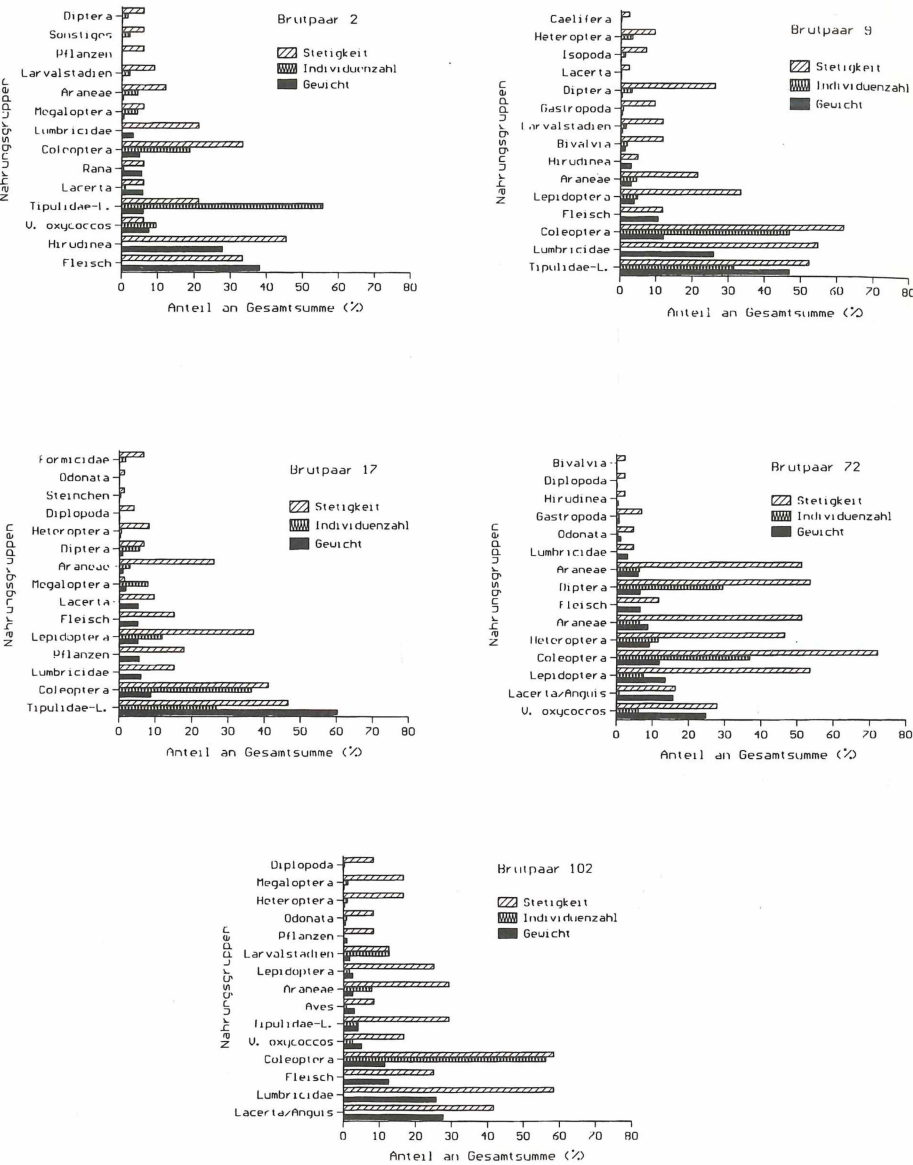


Abb. 26. Stetigkeit, Gewicht und Individuenzahlen der wichtigsten Nahrungsgruppen in der Nestlingsnahrung. – Paar 17 nur für 1991, L. = Larven.

aus Übergangsmoorvegetation bestand (Paar 72), sowie zwei Revieren mit extensivierten und intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (Paare 2 und 9). Die genaue Revierzusammensetzung und die Habitatnutzung sind den Tab. 8 (S. 31) und 12 (S. 35) zu entnehmen. Die Tab. A-1. im Anhang enthält die verschiedenen Beutetiere mit den Individuenzahlen. Insgesamt konnten 223 Nahrungsproben (Kehlsackfüllungen) gesammelt werden. Sie enthielten zusammen 4967 Individuen und wogen 853 g.

Die wichtigsten Nahrungsgruppen

In der Abb. 26 werden die wichtigsten Nahrungsgruppen der verschiedenen Reviere auf der Grundlage der Individuenzahlen, des Gewichts und der Stetigkeit des Auftretens (Anteil der Proben, welche die jeweilige Nahrung enthielten, unabhängig von Gewicht und Individuenzahl) verglichen.

Bezogen auf den Gewichtsanteil waren die Tipulidenlarven bei den Paaren 17 und 9 die wichtigste Nahrungsquelle. Obwohl das Paar 2 ebenfalls intensiv auf Grünland (v.a. Feuchtwiesen) nach Nahrung suchte, spielten Tipulidenlarven eine geringere Rolle. Einen Anteil von 38 % nahm hier Fleisch unbekannter Herkunft ein, das an einem einzigen Tag ausschließlich verfüttert wurde (eine Suche nach der Quelle blieb erfolglos). An zweiter Stelle standen Hirudineen mit einem Anteil von 28 %.

Bei dem ausschließlich riednutzenden Paar 72 bestand ein Viertel der Nahrung aus den Beeren von *Vaccinium oxycoccos*, gefolgt von *Anguis fragilis* und *Lacerta vivipara*. Beide Arten stellten beim Paar 102, das regelmäßig den verheideten Abtorfungsbereich beflog, den größten Anteil am Gesamtgewicht. *V. oxycoccos* und *L. vivipara* in der Nestlingsnahrung deuten beim Paar 2 ebenfalls auf eine Nutzung von Zwergstrauchheiden hin. Nur beim Paar 9 fehlten diese beiden Nahrungsgruppen fast völlig.

Weitere Nahrungsgruppen mit einem hohen Gewichtsanteil waren die Coleopteren (alle Paare), Fleisch unbekannter Herkunft (Paare 9 und 2) und Lumbriciden (Paare 9 und 102). Die ausgeglichene Gewichtsverteilung der Nahrungsgruppen zeigt das Paar 72, die einseitigste Verteilung das Paar 17 mit rund 60 % Tipulidenlarven.

Zur individuenreichsten Nahrungsgruppe gehörten neben den Tipulidenlarven die Coleopteren, die nur beim Paar 2 weniger als 35 % der Individuen ausmachten, beim Nachbarpaar 102 dagegen über 55 %. Das Artenspektrum unterschied sich allerdings beträchtlich: Hauptvertreter waren beim Moorrandpaar 17 *Plateumaris consimilis* (Chrysomelidae) und *Actenicerus sjælendicus* (Elateridae), beim Übergangsmoor-Paar 72 außerdem noch *Cytillus sericeus*, beim landwirtschaftlich geprägten Revier von Paar 9 *Agriotes sputator* (Elateridae), *Actenicerus sjælendicus* und *Plateumaris rustica* und beim Paar 102 *Ustavenus pyri* (Curculionidae) sowie *Ctenicera pecticornis* (Elateridae). Es handelt sich überwiegend um hygrophile Arten.

Verschiedene Lepidopterenstadien kamen bei den, nasse Hoch- und Übergangsmoorflächen nutzenden, Paaren 17 und 72 vor. Beim ersten v.a. *Apamea cf. monoglyphia* (Noctuidae), beim zweiten *Diacrisia sannio* (Arctiidae) und verschiedene Spanner-Raupen (Geometridae). Beide verfütterten Puppen und Imagines von *Macrothylacia rubi* (Lasiocampidae).

Beim Paar 72 sind auch die Heteroptera mit 11 % aller Individuen erwähnenswert; bei den anderen Paaren spielte diese Gruppe nur eine untergeordnete Rolle. Araneen stellten 2,9 % bis 7,7 % der Individuen. Sie verteilten sich auf 22 Spezies. Am häufigsten war die Arten *Larinioides cornutus* (Paar 72), *Alopecosa pulverulenta* (Paare 17 und 72), *Pardosa palustris* (Paare 9 und 102), *Trochosa spinipalpis* (Paare 17 und 72) und *Dolomedes fimbriatus* (Paar 17).

Zu den Gruppen, die einen geringen Anteil am Gesamtgewicht und an der Gesamtindividuenzahl ausmachten, aber mit einer hohen Stetigkeit auftraten, gehörten die Araneen und Lepidopteren. Sie waren jeweils in mindestens 20 % aller Proben enthalten (ausgenommen Paar 2, bei dem Lepidopteren fehlen).

Die Fleisch-, Fett- und Knochenreste konnten meist nicht genauer identifiziert werden. Unter den 11 Fleisch- und Fettproben beim Paar 17 waren 4 mit Haaren und 3 mit Federn, 4 ließen sich nicht genauer zuordnen. Die Eischalenreste stammten hier von den Hühnereiern, die zum Fang des Krähenpaares ausgelegt wurden (Eierfalle). Unter den 5 Fleischproben beim Paar 72 waren 2 mit Federn und 1 mit Haaren. 3 Proben enthielten Eischalenreste. Beim Paar 102 enthielten 2 Fleischproben Haarreste, 4 weitere weder Haare noch Federn. 2 mal waren Vogelembryonen mit Eierschalen dabei. Die 5 bzw. 11 Fleischproben der Paare 9 bzw. 102 konnten nicht genauer zugeordnet werden. 4,9 % aller Nahrungsproben enthielten somit Fleischreste mit Federn, Eiresten oder Vogelembryonen.

Unter den pflanzlichen Nahrungsbestandteilen sind nur die Beeren von *Vaccinium oxycoccos* von Bedeutung (bei Paar 72 und 102). Pflanzenreste waren zwar auch in fast jeder 5. Probe des Paares 17 enthalten, machen aber nur rund 5 % des Gesamtgewichtes aus (darunter Getreidekörner mit 1,8 %). In einer der 4 Proben vom Paar 105 waren 5 Maiskörner enthalten.

Nestlingsnahrung und Nahrung-Suchstrategie

Nach CROZE (1970) führen bereits wenige positive Erfahrungen mit einer neuen Beute zum Entstehen eines neuen Suchbildes (searching image). Nach der neuen Beute wird dann bevorzugt gesucht. Diese Suchstrategie müßte sich in der Zusammensetzung der Nestlingsnahrung niederschlagen. In der Abb. 27 ist dargestellt, wie oft Nahrungsproben nur eine Nahrungsgruppe enthielten, wie oft zwei, usw. Dabei wurden zwei unterschiedlich stark differenzierende Ansätze zugrundegelegt: Der erste Ansatz geht davon aus, daß die Krähen grobe Suchbilder bilden, bei denen z.B. alle kleinen Arthropoden als Einheit erfaßt werden (Dipteren, Araneen, Coleopteren und Heteropteren bilden in der Abb. 27 eine Gruppe). Dem zweiten Ansatz liegen feinere Suchbilder zugrunde. Innerhalb der Ordnungen werden hier optisch deutlich unterscheidbare Spezies getrennt erfaßt. Die Ergebnisse für die einzelnen Paare unterschieden sich kaum, daher wurden die Werte zusammengefaßt.

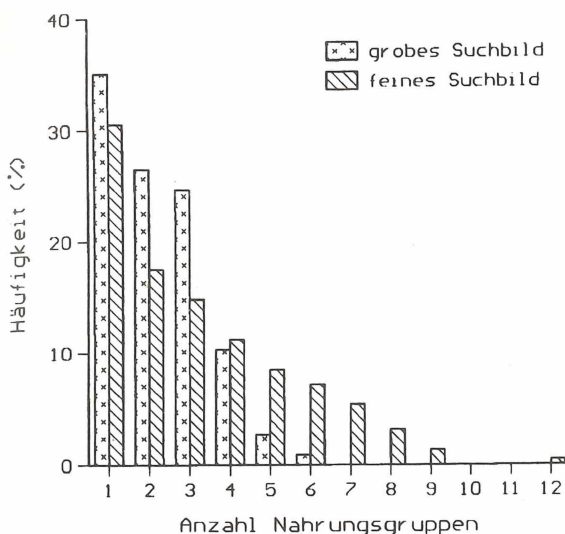


Abb. 27. Anzahl unterschiedlicher Nahrungsgruppen in den Nahrungsproben (Schlundfüllungen). – Häufigkeitsverteilung (%).

Bei beiden Ansätzen enthielten rund 1/3 der Proben (Schlundfüllungen) jeweils nur 1 Nahrungsgruppe. In 14 % (bei grober Differenzierung) bzw. 37 % (bei feiner Differenzierung) der Proben waren mehr als 3 Nahrungsgruppen gleichzeitig enthalten. Nur bei feiner Differenzierung enthielt eine Probe mehr als 6 Nahrungsgruppen. Das Maximum lag bei 12.

Zum Teil fanden sich in einer Nahrungsprobe zahlreiche Individuen einer einzigen Spezies neben wenigen anderen Bestandteilen (z.B. 117 Individuen von *Cytillus sericeus* oder 168 Individuen von *Sialis flavilatera* oder 53 Tipulidenlarven). Andererseits gab es Fälle, bei denen bis zu 22 Arten aus den verschiedensten Tiergruppen in geringer Anzahl oder als Einzelexemplar enthalten waren.

Bei der Nahrungssuche im Schwarm blickte meist der größte Teil der Tiere in dieselbe Richtung. Die Ränder eines solchen Trupps bildeten dann eine fortschreitende Front. Ein lineares Aufstellen und Fortbewegen konnte nicht beobachtet werden.

5.7 Konstanz der Rabenkrähenreviere

Revierkonstanz bedeutet hier die Anzahl an Jahren, die ein Revier im Untersuchungszeitraum besetzt war. Es wurden nur die Reviere einbezogen, deren Status in allen Untersuchungsjahren (1990-1994) bekannt war. Dem folgenden Vergleich (Tab. 23) liegt die gleiche Gruppeneinteilung zugrunde, wie in Kap. 5.3.1.

Tab. 23. Revierkonstanz. - Angegeben ist, wieviele Reviere wie lange besetzt waren. ΣJ = Σ der Jahre, ΣR = Σ der Reviere, EW = Extensivwiese, IW = Intensivwiese.

Reviertyp	Jahr					ΣJ	ΣR	Mw
	1	2	3	4	5			
Moor	2	5	0	1	0	16	8	2,0
Moor+EW	0	3	0	0	0	6	3	2,0
Moor+IW	-	-	-	-	-	-	0	-
Moor+EW+IW	0	0	1	1	7	42	9	4,7
EW	0	1	0	0	0	2	1	2,0
EW+IW	0	4	1	3	12	83	20	4,2
IW	0	1	4	2	28	162	35	4,6
Flächenanteil < 30 %	2	10	0	4	2	48	18	2,7
Flächenanteil > 30 %	1	4	6	4	45	263	60	4,5
moorfern	1	6	4	3	28	177	42	4,2
moornah	2	8	2	5	19	139	36	3,9

60 % aller Reviere waren 5 Jahre, 10,5 % 4 Jahre, 7,7 % 3 Jahre, 17,9 % 2 Jahre und 3,8 % nur 1 Jahr besetzt.

Die Konstanz von Revieren ohne landwirtschaftliche Nutzflächen betrug im Mittel nur 2,0 Jahre, von Revieren mit Intensivwiesen und/oder Äckern 4,6 Jahre. Vergleicht man die Gesamtzahl der Jahre mit anwesendem Brutpaar bei beiden Gruppen, so erhält man ein signifikantes Ergebnis ($\chi^2 = 10,9$, FG = 1; $P < 0,001$).

Reviere, die nur aus Extensivwiesen und/oder Moor bestanden, waren ebenfalls nur 2,0 Jahre besetzt, davon nur eines länger als 2 Jahre. Dagegen waren 80 % der Reviere mit Intensivwiesen und Äckern die ganzen 5 Jahre besiedelt ($\chi^2 = 15,6$, FG = 1, $P < 0,0001$).

Reviere, die nicht nur Intensivwiesen und Äcker, sondern zusätzlich Moorvegetation oder Extensivwiesen enthielten, waren mit 4,3 Jahren ungefähr gleich lange besetzt wie die ausschließlich intensiv landwirtschaftlich geprägten ($\chi^2 = 0,36$, FG = 1, n.s.). Die Reviere, bei denen der Anteil an Intensivwiesen und Äckern über 30 % lag, waren dauerhafter besetzt (4,5 Jahre) als jene mit einem geringeren Anteil (2,7 Jahre). Das Ergebnis ist signifikant ($\chi^2 = 11$, FG = 1, $P < 0,001$). 75 % der Reviere mit höherem Anteil an Intensivwiesen und Äckern waren in allen 5 Jahren besetzt, während es bei der anderen Gruppe nur 11 % waren. Mit 56 % war der größte Teil dieser Reviere nur 2 Jahre lang besetzt.

Vergleicht man die Reviere nach ihrer Lage, unabhängig von der Habitatzusammensetzung, ergibt sich folgendes Ergebnis: Die Reviere am Moorrand und im Moorbecken waren mit 3,9 Jahren kaum kürzer besiedelt, als die moorfernen Reviere mit 4,2 Jahren ($\chi^2 = 0,59$, FG = 1, n.s.).

Die Revierkonstanz schwankt also in Abhängigkeit von der Habitatstruktur des Reviers. Sie ist bei Revieren ohne, oder mit einem geringen Anteil an intensiv landwirtschaftlich genutzter Fläche geringer, als bei einem hohen Anteil an Intensivwiesen oder Äckern.

5.8 Bruterfolg der Rabenkrähen

Bei der Analyse des Bruterfolges wurde die mehrfach erwähnte Gruppeneinteilung zugrundegelegt (s. Kap. 5.3.1). In der Tab. 24 ist die Anzahl der Brutpaare und die Anzahl der Jungen/Brutpaar für die Jahre 1991 bis 1994 zusammengestellt.

Tab. 24. Bruterfolg. - J = Jungen, BP = Brutpaare, M = Moor, EW = Extensivwiese, IW = Intensivwiese.

Revier- typ	1991			1992			1993			1994			Summe		
	Σ J	Σ BP	J/BP	Σ J	Σ BP	J/BP	Σ J	Σ BP	J/BP	Σ J	Σ BP	J/BP	Σ J	Σ BP	J/BP
M	0	0	0,00	0	2	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	2	0,00
M+EW	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00
M+IW	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00
M+EW+IW	4	2	2,00	9	9	1,00	11	11	1,00	9	11	0,83	33	33	1,21
EW	0	1	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	0	0,00	0	1	0,00
EW+IW	9	8	1,13	19	12	1,58	17	16	1,06	18	17	1,06	63	53	1,21
IW	6	7	0,86	26	19	1,37	40	32	1,25	34	33	1,03	106	91	1,13
< 30 %	0	5	0,00	9	6	1,50	2	5	0,40	3	4	0,75	14	20	0,66
> 30 %	19	13	1,46	45	37	1,22	66	55	1,20	60	59	1,02	190	164	1,23
moorfern	9	10	0,90	21	21	1,00	24	27	0,89	25	27	0,93	79	85	0,93
moornah	10	8	1,25	33	22	1,50	44	33	1,33	38	36	1,06	125	99	1,29
Summe	19	18	1,06	54	43	1,26	68	66	1,13	63	63	1,00	204	184	1,11

Der Gesamtbruterfolg der einzelnen Jahre unterschied sich nicht ($\chi^2 = 1,59$, FG = 3, n.s.). Im gesamten Untersuchungszeitraum flog bei 49,5 % der Paare mindestens ein Junges aus, 50,5 % aller Paare brüteten erfolglos.

In reinen Moorrevieren und in solchen, die nur Moorvegetation und Extensivwiesen enthielten, kamen keine Jungen hoch. Allerdings ist hier die Zahl der Brutpaare, bei denen der Bruterfolg bekannt war, gering. In Revieren, die nur aus Intensivwiesen und Äckern bestanden, betrug der Bruterfolg im Mittel 1,13 Jungen/BP. Sie unterschieden sich nicht von der Gruppe, die zusätzlich noch Extensivwiesen oder Moorvegetation enthielten (im Mittel 1,12 Junge/BP; $\chi^2 = 0,10$, FG = 1, n.s.).

Der Bruterfolg in Revieren mit einem landwirtschaftlichen intensiv genutzten Flächenanteil von unter 30 % war mit 0,70 Jungen/BP geringer als in den Revieren mit einem höheren Anteil an Intensivwiesen und Äckern, die 1,16 Jungen/BP hochbrachten ($\chi^2 = 3,37$, FG = 1, Signifikanz knapp verfehlt).

Im Gegensatz zur Revierkonstanz war der Bruterfolg abhängig von der Lage der Reviere: Er betrug bei den riedfernen Paaren 1,26 Jungen/BP und bei den übrigen 0,93 Jungen/BP ($\chi^2 = 4,59$, $P < 0,05$). Revierfläche und Bruterfolg waren nicht miteinander korreliert ($r_s = 0,119$, $n = 59$, n.s.). Die besenderten Paare brachten mit durchschnittlich 1,40 Jungen/BP etwas mehr Nachwuchs hoch als die übrigen Paare mit durchschnittlich 1,07 Jungen/BP ($\chi^2 = 1,72$, n.s.). Die Paare, deren Nestlingen Halsringe angelegt wurden, hatten einen Bruterfolg von 2,29 Jungen/BP, die Vergleichsgruppe kam nur auf 1,06 Jungen/BP ($\chi^2 = 9,13$, $P < 0,01$).

Die Ergebnisse zeigen die gleiche Tendenz wie bei der Revierkonstanz: Territorien mit einem hohen Anteil an Intensivwiesen und Äckern waren dauerhafter besetzt und wiesen einen höheren Bruterfolg auf als die Reviere mit Moorvegetation oder Extensivwiesen. Er war aber abhängig von der Lage der Reviere zum Moor.

6. Diskussion

6.1 Methode

Fang und Besenderung

Aus den sechs Wiederfängen läßt sich schließen, daß die Beunruhigung durch den Fang nicht groß war. Andernfalls wären die Rabenkrähen vor einer weiteren Annäherung an die Falle zurückgeschreckt. Eine Behinderung durch die Sender oder die Flügelmarken war nicht erkennbar. Auch bei den Wiederfängen, zwei Jahre nach dem Fang, waren Senderbefestigung und Markierung in Ordnung. Bei keinem der drei Totfunde ließ die amstierärztliche Untersuchung einen direkten Zusammenhang des Todes mit der Besenderung oder Markierung erkennen.

Zwar gelang es nicht, alle gewünschten Paare zu fangen, die telemetrierten Tiere stammten aber aus den verschiedensten Orten im Untersuchungsgebiet und ihre Reviere hatten die unterschiedlichste Struktur. Es dürfte sich daher weder um eine besonders benachteiligte noch besonders privilegierte Auswahl aus der gesamten Population handeln. Dies wird durch den annähernd gleich hohen Bruterfolg bei den telemetrierten und den übrigen Paaren bestätigt.

Rückschlüsse auf das Geschlecht der gefangenen Tiere waren nur durch die Totfunde und den Fang beider Partner eines Paares möglich. Die Männchen sind zwar im Durchschnitt schwerer als die Weibchen, die Gewichtskurven überschneiden sich jedoch und lassen daher keine sichere Aussage zu (MELDE, 1984; RICHTER, 1958). Eine Unterscheidung nach dem Verhalten während der Brutzeit (Weibchen brütend und Männchen fütternd) kam ebenfalls kaum in Frage, da der Fang häufig erst nach dem Schlupf der Jungtiere erfolgte. Ein Brutfleck war nur in einem Fall vorhanden. Sowohl in der auf dem Revierverteidigungstrieb beruhenden Larsenfalle als auch in der mit Eiern beköderten Falle fingen sich Männchen und Weibchen. Dies war zu erwarten, da

prinzipiell beide Geschlechter das Revier verteidigen (WITTENBERG, 1968) und Gelege plündern können.

Halsringmethode

In Revieren, in denen die Nestlingsnahrung untersucht wurde, flogen doppelt so viele Junge aus als bei den übrigen Paaren. Dies erklärt sich durch die Auswahl der Nestlinge aus Nestern mit mindestens drei Nestlingen (nur in einem Fall waren es nur zwei Jungtiere) und aus dem Zeitpunkt der Untersuchung. Die Nestlinge waren in der Regel weit über 10 Tage alt, als erstmals Halsringe angelegt wurden. Die Augen waren vollständig geöffnet, das Gefieder mindestens „pinselförmig“ entwickelt (vgl. HEINROTH, 1922; WITTENBERG, 1968; MELDE, 1984). Die Halsringe wurden also erst zu einem Zeitpunkt angelegt, bei dem bereits die meisten Verluste an Eiern und Nestlingen stattgefunden haben. Ungefähr 10 % der Eier sind nichtschlüpfend (WITTENBERG, 1968), und die meisten Jungen sterben in der ersten Woche (TENUOVO, 1963; WITTENBERG, 1968).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß durch den Fang keine einseitige Auslese aus der Population erfolgte. Durch die Besenderung und die Markierung wurde das natürliche Verhalten der betroffenen Individuen nicht beeinträchtigt. Eine Beeinflussung der Untersuchungsergebnisse durch methodische Mängel ist nicht erkennbar.

6.2 Die Situation im Umland als Voraussetzung für die Riednutzung durch Rabenkrähen

Dichte und Verteilung der Rabenkrähen

Der mittlere Nestabstand in der Umgebung des Wurzacher Rieds betrug 475 m. Einschließlich der vermuteten Paare waren es 455 m (Tab. 3, S. 19). WITTENBERG (1968) bezeichnete die Bestandesdichte bei einem mittleren Nestabstand unter 200 m als sehr hoch, zwischen 450 und 200 m als hoch und über 450 m als mäßig. Nach dieser Klassifikation wäre die Populationsdichte im gesamten Untersuchungsgebiet als mäßig zu bezeichnen. In den Teilgebieten bei Ziegolzhof, Wengen und Albers ist die Dichte hoch (357-411 m).

WITTENBERG (1968) gibt für seine verschiedenen Untersuchungsgebiete bei Braunschweig Abstände von 108-480 m an. Bei DECKERT (1980) findet man Abstände von 234 m und 220 m, BÖHMER (1976 b) errechnete 220-240 m. Im äußeren Schärenhof Finnlands lag er nicht unter 250 m (TENUOVO, 1963). RICHNER (1991) ermittelte in einem urbanen Habitat 135 m, in einem ruralen Habitat 298 m.

Bezieht man die Dichte auf die Anzahl der Brutpaare/km², so ergibt sich im gesamten 40,7 km² großen Untersuchungsgebiet ein Wert von 1,8 (sichere Paare) bzw. 2,1

BP/km² (einschließlich vermuteter Paare). Diese Dichte dürfte auch in der weiteren Umgebung des Wurzacher Riedes erreicht werden, wie die Bestandserfassung von 1989 in dem 143 km² großen Gebiet zeigte. Bei einer geringeren Untersuchungsintensität konnten 1,6 BP/km² ermittelt werden.

Diese Werte liegen unter den Angaben der meist kleineren Untersuchungsgebiete anderer Arbeiten (GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1962: 5 BP/km²; TOMPA, 1975: 3 BP/km² bei 12 km², 3,7-4,1 BP/km² bei 6,5 km²; DECKERT, 1980: 3,5-4,6 BP/km² bei 3,5 km² und 0,37 BP/km² bei 8,95 km²; WITTENBERG, 1988: 3,0 BP/km² bei 58 km²). Eine extreme Dichte von 36,7 BP/km² meldet RICHNER (1991) aus einem 0,9 km² großen urbanen Habitat, in einem 4 km² großen ruralen Gebiet betrug sie immer noch 5,3 BP/km².

SCHUSTER et al. (1983) geben für das benachbarte Bodenseegebiet mit 2,7 Revieren/km² eine etwas höhere Siedlungsdichte an, als in der Umgebung des Wurzacher Rieds ermittelt wurde.

Zieht man von der Fläche des Untersuchungsgebiets die von Rabenkrähen unbesiedelte Fläche des Naturschutzgebiets Wurzacher Ried (1387 ha) ab, kommt man auf 2,76 BP/km² (einschließlich vermuteter Paare auf 3,15 BP/km²). Dies entspricht dem genannten Wert von SCHUSTER et al. (1983).

Die Bestandesdichte kann in kleinräumigen Untersuchungsgebieten sehr hoch sein. Bei genügend großer Bezugsfläche wird sie meist geringer. Dies hängt damit zusammen, daß die Rabenkrähen nicht gleichmäßig verteilt sind, sondern in besonders günstigen Gebieten in höherer Dichte brüten (MELDE, 1984; DECKERT, 1980; ELLENBERG, 1989). In Untersuchungsgebieten mit einer Fläche über 10 km² werden in Mitteleuropa selten mehr als 1 Brutpaar/km² als Durchschnitt festgestellt (ELLENBERG, 1989).

Dementsprechend lag die Siedlungsdichte in den Teilgebieten bei Willis, Ziegolz und Albers über 4 BP/km². Sie ist damit mit den Untersuchungsgebieten der zitierten Autoren vergleichbar. Die landwirtschaftliche Nutzung dieser bevorzugten Gebiete unterschied sich nicht wesentlich voneinander.

Weshalb der gesamte nach Südosten zeigende Waldrand zwischen Haidgau und Ziegolz unbesiedelt blieb (mit einer Ausnahme 1992 bei Öhrli, östlich von Haidgau, s. Abb. 3, S. 21) ist unklar. Zur geringen Besiedlungsdichte in diesem Bereich kann das Fehlen von Feldgehölzen zwischen dem erwähnten Waldrand und dem Ried (mit einer Ausnahme) beitragen. Zwischen Albers und Wurzach hingegen ermöglichen zahlreiche Feldgehölze eine Besiedlung in der „zweiten Reihe“ zwischen Moorrand und Stadtwald. Die im Haidgauer Bereich vorhandenen Masten einer Hochspannungsleitung wurden, im Gegensatz zu anderen Gebieten (HEISE, 1970; WITTENBERG, 1968), nicht als Niststand angenommen.

ELLENBERG (1983) weist auf das räumliche Beziehungsgefüge zwischen Habicht (*Accipiter gentilis*) und Rabenkrähe bzw. Elster hin. Demnach meiden Rabenkrähen die Nähe von Habichthorsten oder Bereiche, in denen sie häufig fliegende Habichte beobachten. Nach SCHALL (1989) gab es 1988 bei Öhrli einen beflogenen Habicht-

horst. Über eine Habichtbesiedlung im Untersuchungszeitraum ist nichts bekannt. Im fraglichen Bereich brüteten in verschiedenen Jahren ein Paar bei Bulachs und bis zu zwei Paare am Moorrand östlich von Kramers. Dies spricht gegen einen Anwesenheit des Habichts in diesen Jahren.

Im übrigen Untersuchungsgebiet ist das Angebot an Nistplätzen ausreichend. Dies war in den 1950er und 1960er Jahren, vor der Bewaldung weiter Riedrandbereiche, möglicherweise anders. Nach SCHNEIDER (pers. Mitt.) brüteten in dieser Zeit am Moorrand zwischen Unterschwarzach und Haidgau keine Rabenkrähen. Allerdings bauen sie heute auch auf Bergkiefern am Moorrand ihre Nester, wie 12 entsprechende Nestfunde zeigten.

Nach PRINZINGER & HUND (1981) bevorzugen Rabenkrähen eine Nisthöhe von 5-11 m. WITTENBERG (1968) errechnete aus 119 Nestern eine mittlere Nisthöhe von 14,8 m. Unter bestimmten Bedingungen (z.B. fehlende Bäume und sehr gutes Nahrungsangebot) werden von den anpassungsfähigen Rabenkrähen selbst Bodennester angelegt (TENUOVO, 1963). Eine hohe Besiedlungsdichte erhöht ebenfalls den Zwang, ungünstige Nistplätze anzunehmen. Wenn Rabenkrähen in den 1950er und 1960er Jahren zwischen Unterschwarzach und Haidgau fehlten, obwohl Bergkiefern als Nistplätze vorhanden waren, deutet das auf eine geringere Rabenkrähendichte gegenüber heute hin.

Dies könnte auch erklären, weshalb die Elster in den 1950er und 1960er Jahren noch nicht in den Hochmoorschilden brütete (SCHNEIDER, pers. Mitt.). Die gestiegene Rabenkrähendichte im Umland könnte die Elstern gezwungen haben, in diese Bereiche auszuweichen. Da genaue Angaben zur damaligen Besiedlungsdichte von Elstern und Rabenkrähen fehlen, lassen sich diese Hypothesen nicht beweisen.

Nach PRINZINGER & HUND (1981) dienen in den Mooren Oberschwabens Birken (*Betula*), Pappeln (*Populus*), Erlen (*Alnus*), Fichten (*Picea*) und, seltener, Weiden (*Salix*) als Neststand für die Rabenkrähen. Im Wurzacher Ried wird von diesen Arten nur die Fichte genutzt. Während in Finnland, bezogen auf die Häufigkeit der Baumarten, Nadelhölzer, insbesondere die Kiefer (*Pinus sylvestris*) bevorzugt werden (TENUOVO, 1963), brüten die Nebelkrähen der Oberlausitz (MELDE, 1984) häufig auf Eiche (*Quercus*), Kiefer, Erle und Birke (in dieser Reihenfolge). Die gleichen Baumarten nennt WITTENBERG (1969) für sein Braunschweiger Untersuchungsgebiet. Es ist nicht ersichtlich, weshalb sich das Wurzacher Ried bei der Auswahl der Nestbäume von den übrigen Mooren Oberschwabens unterscheidet.

Die Riednutzung durch Moorrandbrüter erfolgte vorrangig in Gebieten mit örtlich erhöhter Besiedlungsdichte. Dies ist aber in erster Linie auf das Vorhandensein geeigneter Habitateinheiten im benachbarten Riedbereich zurückzuführen (s.u.).

Zur Gesamtdichte der Population tragen auch die nichtterritorialen Rabenkrähen bei. Durch das Revierverhalten ist der überschüssige Teil der Population gezwungen, sich zu Nichtbrütertrupps zusammenzuschließen. Aus dieser Reserve können dann frei werdende Reviere besetzt werden. Diese nichtterritorialen Tiere halten sich ganzjährig im Schwarmareal auf, während dies bei Brutpaaren nur außerhalb der Brutzeit zeitweise vorkommt.

Das Verhältnis von Brutpaaren zu Nichtbrütern erreicht Werte von 1:0 (TOMPA, 1975), 1:0,5 bis 1:0,7 (WITTENBERG, 1988), 1:0,9 (DECKERT, 1980), 1:1 (BÖHMER, 1976 a) und 1:3 (TOMPA, 1975).

Die absolute Dichte der Nichtbrüter kann für das vorliegende Untersuchungsgebiet nicht genau angegeben werden, da ihre Zahl im Jahreslauf und in den verschiedenen Schwarmarealgebieten stark schwankte. Die größten Nichtbrütertrupps in den Schwarmarealgebieten westlich des Rieds umfaßten bis zu 70 Tiere, an den Schlafplätzen bis zu 188 Individuen. Auf der Ostseite waren es maximal 100, meist deutlich weniger. Nach SCHNEIDER (1993) befand sich in den 1950iger und 1960iger Jahren bei Wiesen ein gemeinsamer Schlafplatz, an dem sich bis zur Abholzung regelmäßig über 200 Krähen einfanden. Dieser Schlafplatz wird nach der Aufforstung heute wieder benutzt.

Da der Einzugsbereich der gemeinsamen Schlafplätze bzw. der Schwarmarealgebiete unbekannt ist, läßt sich der Anteil der Nichtbrüterschwärme, der aus dem eigentlichen Untersuchungsgebiet stammt, nicht beziffern. KALCHREUTER (1971) erwähnt Entfernungen von 8-10 km, SCHRAMM (1974) von 10-12,4 km und MELDE (1984) von 1-12 km. Auf dem finnischen Festland kommen die Krähen aus 5-25 km Entfernung zum Übernachten herbei (TENUOVO, 1963). Bei den skandinavischen Wintergästen (Nebelkrähen) in Dänemark liegen Nahrungshabitat und Schlafplatz sogar bis zu 50 km auseinander (MOELLER, 1983). Die maximale Entfernung zwischen Schlafplatz und Revier betrug bei WITTENBERG (1968) 3 km. Dies entspricht auch der Größenordnung in der vorliegenden Untersuchung.

Riednutzende Rabenkrähen hielten sich in allen genannten Schwarmarealgebieten auf (s. Tab. 5, S. 27). Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, daß sämtliche Nichtbrüter, die aus Revieren in diesem Einzugsbereich stammen, potentielle Riednutzer sind.

Die Brutpaardichte schwankte im Untersuchungszeitraum nur minimal. Aussagen zur Bestandsentwicklung sind auf der Grundlage von drei Jahren nicht möglich. Aus anderen Untersuchungen werden sowohl kurzfristige Schwankungen als auch stabile Bestände gemeldet.

In einer Braunschweiger Population schwankte die Populationsdichte in Abhängigkeit von der Bejagungsintensität erheblich. Wenige Jahre nach Einstellung der Bejagung wurde die ursprüngliche Dichte wieder erreicht, aber nicht überschritten (WITTENBERG, 1988). Im Bodenseegebiet nahm der Bestand von 1980 bis 1990 durch geringere Verfolgung und Ausbreitung in Stadtgebiete um 41,5 % zu (BAUER & HEINE, 1992). Im Untersuchungsgebiet schwankte die Bejagungsintensität kaum. Im gesamten Hegering Bad Wurzach wurden im Untersuchungszeitraum zwischen 44 und 68 Rabenkrähen je Jagdjahr geschossen (nach Angaben des Landratsamtes Ravensburg). Auch quantitative oder qualitative Änderungen im Nahrungsangebot (z.B. durch land- und fischereiwirtschaftliche Maßnahmen) oder klimatische Faktoren (z.B. Kälte) können sich einschneidend auswirken (MELDE, 1986). Langfristig wird die Populationsdichte durch die Faktoren Territorialität, intraspezifischer Nestraub und Nahrung (vgl. WITTENBERG, 1978; YOM-TOV, 1974) begrenzt.

Revierflächen

Die absolute Fläche der Reviere im Untersuchungsgebiet schwankte beträchtlich (Tab. 6, S. 28). Auch WITTENBERG (1968) berichtet von stark schwankenden Reviergrößen, wobei jedoch die reinen Feldreviere (bestehend fast nur aus freiem Feld mit zentraler Nestlage) aufgrund vorteilhafter Lage des Nestes und besserer Übersichtlichkeit größer waren, als die Waldreviere. Die Ernährungsbedingungen waren dabei offenbar nicht maßgeblich.

Im Untersuchungsgebiet gibt es überwiegend Feldreviere, deren Nester jedoch meist peripher am Waldrand liegen. Die Reviere mit zentraler Nestlage zeigen eine Tendenz zu größeren Flächen. Gleichzeitig bestehen diese Reviere aber aus Hoch- und Übergangsmoorvegetation und aus landwirtschaftlichen Nutzflächen, während die Reviere mit randlicher Nestlage vorwiegend landwirtschaftlich geprägt sind. Es ist folglich ein Einfluß des Habitatangebotes und damit des Nahrungsangebotes zu berücksichtigen (außerdem ist diesen Revieren gemeinsam, daß zumindest auf einer Seite kein Nachbarterritorium angrenzt). Die Reviergröße sank bei zunehmendem Flächenanteil von Intensivwiesen und Äckern. Dazu kommt eine geringere Streuung der Werte für die tatsächlich bei der Nahrungssuche nutzbare Fläche (v.a. bei den Grünlandflächen) im Vergleich zur Reviergesamtfläche.

Nach YOM-TOV (1974) wird die Untergrenze der Reviergröße durch die Nahrungsmenge, die Obergrenze durch deren Verteilung und die Fähigkeit der Revierbesitzer zur Verteidigung bestimmt. Aggression und Nahrungsangebot nennt auch REMMERT (1989) als maßgeblich für die Reviergröße territorialer Tiere. Die Hauptfaktoren für die Reviergröße sind also letztlich das Nahrungsangebot und der Nestraub. Nach LOMAN (1984) nehmen Krähen die Mühen einer Reviererweiterung auf sich, um ein größeres Nahrungsangebot zu erreichen. In Gebieten mit hohem Nahrungsangebot können die Reviere kleiner sein, bei geringem Nahrungsangebot ist ein größeres Revier notwendig (vgl. DAVIES, 1981). Nach TENUOVO (1963) kommen die kürzesten Nestabstände dort vor, wo das Nahrungsangebot besonders gut ist.

Im Einklang mit diesen Überlegungen steht die Beobachtung, daß die moorfernen Reviere einen geringeren Nestabstand hatten als die moornahen Reviere. Erstere sind nahezu deckungsgleich mit den Intensivwiesen und Äcker enthaltenden Revieren. Zu beachten bleibt, daß sich die angesprochenen Tendenzen nicht statistisch absichern ließen (geringe Datenmenge).

Habitatnutzung im Revier

Sowohl im Revier als auch im Schwarmareal entfielen die meisten Lokalisationen auf Intensivwiesen. Andere Untersuchungen bestätigen die hohe absolute Häufigkeit der Grünlandnutzung (vgl. LOCKIE, 1955 und MOELLER, 1983). Nach TOMPA (1976) gehören Wiesen, besonders wenn sie frisch gemäht und gedüngt sind, zu den wichtigsten und beliebtesten Nahrungsplätzen der Rabenkrähen. Im allgemeinen gehören

vegetationslose, schütter bewachsene oder kurzrasige, offene Flächen zu den bevorzugten Nahrungshabitaten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

Die Bedeutung des Grünlandes spiegelt sich auch in der Nestlingsnahrung der Paare 9, 17 und 102 wieder, die Intensivwiesen und v.a. Extensivwiesen häufig nutzten (s. Tab. 12, S. 35). Bei allen gehörten Tipulidenlarven oder Lumbriciden zu den wichtigsten Nahrungsbestandteilen (s. Abb. 26, S. 70). Trotz ähnlich starker Feuchtwiesennutzung spielten beide Nahrungsgruppen beim Paar 2 eine geringere Rolle. Ungefähr je 1/3 des Gesamtgewichtes der Nahrung stellen hier Fleisch unbekannter Herkunft und Hirudineen. Die Wiesen waren lange Zeit überschwemmt. Möglicherweise wurden dadurch die sonst in Entwässerungsgräben vorkommenden aquatischen Egel leichter zugänglich.

Bezieht man die Nutzung auf das Flächenangebot (nur für das Revier möglich), so erfuhrn Intensivwiesen, Extensivwiesen und offenes Hochmoor im Mittel aller Paare eine positive Selektion.

Das Ackerland wurde dagegen seltener aufgesucht. Dies gilt besonders für Wintergetreide-Äcker, welche bereits bei einer Vegetationshöhe von weniger als 21 cm (Ende April) gemieden wurden. Vermutlich ist das Nahrungsangebot dort so gering, daß sich die Futtersuche bereits bei dieser Vegetationshöhe nicht mehr lohnt. Dies ist insofern von Bedeutung, als diese (und andere) nicht zur Nahrungssuche nutzbaren Bereiche in den großen Revieren (z.B. bei Paar 16 und Paar 102) einen beträchtlichen Teil der Revierfläche einnahmen.

An Ackerland waren im Untersuchungsgebiet nur Maisäcker und in zwei Revieren eine Rotationsbrache (Bienenweide) bedeutsam. Aber selbst dort endete die Nutzung im Vergleich zu den Wiesen bereits bei relativ geringen Vegetationshöhen (Mais: im Mittel bei 16,5 cm, Rotationsbrachen: 13 cm). Besondere Krähenaktivitäten auf den Maisäckern im Zusammenhang mit der Aussaat, dem Auflaufen der Saat oder dem Kolbenstadium (den kritischen Stadien, während denen Schäden durch Rabenkrähen verursacht werden können; TOMPA, 1976) waren nicht festzustellen. Dies hängt z.T. mit der Beizung des Saatgutes zusammen, die bis zum Auflaufstadium einen gewissen Schutz bietet und nach Auskunft der Bauern in vielen Fällen durchgeführt wurde. Neben der Beizung können weitere Gründe für die geringen Schäden verantwortlich sein: Schnelles Wachstum der Pflanzen und somit nur für kurze Zeit hohe Schadanfälligkeit; gleichzeitige Aussaat auf mehreren Äckern und damit Verteilung der Rabenkrähen auf mehrere Äcker.

Es war also weniger der Mais an sich, als vielmehr der geringe Deckungsgrad der Vegetation, der die Maisäcker zur Nahrungssuche geeignet machte.

Die relativ geringe Bedeutung des Getreides und des Maises wird durch die Untersuchung der Nestlingsnahrung bestätigt, nach welcher (Mais)- Körner nur bei Paar 17 und Paar 105 in geringen Mengen vorkamen, bei Paar 102 hingegen fehlten.

In der Nestlingsnahrung von LOCKIE (1955) fehlt Getreide ebenfalls völlig, während im ackerbaulich geprägten Untersuchungsgebiet von YOM-TOV (1975) in 24-80 % der Nestlingsmägen Getreidekörner enthalten waren. Im allgemeinen ist der Anteil pflanz-

licher Nahrung bei Nestlingen geringer als bei adulten Tieren (DECKERT, 1980; TENUOVO, 1963; TOMPA, 1976; STREBEL, 1991).

Magenanalysen und Gewölleuntersuchungen haben den Nachteil, daß schwer- oder unverdauliche Nahrungsbestandteile, wie z.B. Getreidekörner, überrepräsentiert sind. Dieser methodische Fehler ist beim Vergleich mit anderen Arbeiten über die Nahrung von Raben- oder Nebelkrähen zu beachten (z.B. DECKERT, 1980; HOLYOAK, 1968; LOCKIE, 1956; MELDE, 1984; PICOZZI, 1975 a; STUDER-THIERSCH, 1984), bei denen der pflanzliche Anteil an der Nahrung meist höher ist. Bei diesen Arbeiten kommt hinzu, daß dort die Adultennahrung und nicht die Nestlingsnahrung untersucht wurde.

Vegetationshöhe und Wiesenutzung

Die Vegetationshöhe erwies sich als wichtiger Faktor für die Grünlandnutzung. Da sich bei den Intensivwiesen Maximal- und Minimalhöhe nur wenig unterscheiden (Abb. 7, S. 38), d.h. die Vegetation ziemlich einheitlich hoch und dicht ist, kann als begrenzender Faktor für deren Nutzung die Maximalhöhe angesehen werden. Bei dem relativ starken Vegetationswachstum dieser Flächen wird die Nutzung früher als bei den Extensivwiesen eingeschränkt. Da die Mahd jedoch ebenfalls früher erfolgt, stehen praktisch immer Wiesen mit ausreichend niedriger Vegetation zur Verfügung. Ein Ausweichen ins Ried ist bei den Paaren, deren Reviere nur Intensivwiesen enthalten, daher nicht notwendig und war auch nicht zu beobachten.

Bei den Extensivwiesen wird die Dichte der Vegetation v.a. von den Untergräsern bestimmt. Die wenigen Obergräser können zwar beträchtliche Höhen erreichen, aber nicht die Nutzung verhindern. Diese wird durch die Höhe der Untergräser (Minimalhöhe) begrenzt. Da es eine längere Zeit dauert, bis diese Untergräser eine Höhe erreicht haben, die der Maximalhöhe der Intensivwiesen entspricht, ist auf den Extensivwiesen eine Nahrungssuche über einen längeren Zeitraum möglich, obwohl die Mahd erst sehr spät erfolgt. Trotzdem scheinen die Intensivwiesen insgesamt von größerer Bedeutung für die Nahrungsversorgung zu sein, wie aus den folgenden Überlegungen hervorgeht:

Erhöhte Anforderungen an das Nahrungsangebot im Revier werden zur Brutzeit (hauptsächlich im April) und v.a. während der Nestlingszeit (hauptsächlich im Mai) gestellt. Da die erste Mahd frühestens in der ersten Maihälfte stattfindet, werden folglich in der Brutzeit die Extensivwiesen signifikant häufiger genutzt, als es ihrem Flächenangebot entspricht (Tab. 13, S. 41). In der Nestlingszeit, wenn der Energiebedarf am höchsten ist, dienen dann die Intensivwiesen bevorzugt zur Nahrungssuche, und die Extensivwiesen werden gemieden. Allerdings können auch Extensivwiesen nach der Mahd der Intensivwiesen noch eine erhebliche Rolle spielen, v.a. wenn sie einen hohen Flächenanteil im Revier einnehmen (z.B. beim Paar 2).

Nach BEZZEL (1980, zit. in MÜHLENBERG, 1989) profitieren carnivore Bodenvögel von der Zugänglichkeit der Regenwürmer, Bodenarthropoden und Schnecken auf gemähten Wiesen, während herbivore Boden- und Baumvögel auf ungemähten Flächen vom

Samenangebot im Herbst v.a. der Hochstauden Nutzen ziehen. Rabenkrähen sind zwar omnivor, zur Brutzeit überwiegt aber die animalische Nahrung (s.o.). Schütter bewachsene oder kurzrasige Flächen gehören zum Nahrungsbiotop (GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1993).

NAEF-DAENZER (1984 b) berichtet, daß staunasse Felder ein Anziehungsspunkt für Rabenkrähen sind. Nach kräftigen Regenfällen waren die Rabenkrähen häufig an den Stellen bei der Nahrungssuche zu beobachten, wo das Wasser auf den Wiesen stand. Dort werden die Bodenorganismen nach oben getrieben und sind so für die Rabenkrähen leichter zugänglich. Solche Bedingungen sind bei den extensivierten, auf moorigem oder anmoorigem Grund liegenden Wiesen, häufiger gegeben als auf den Intensivwiesen (hoher Grundwasserstand). Wenn das Wasser allerdings wochenlang steht, was immer wieder vorkommt, kann sich dieser Vorteil ins Gegenteil verkehren.

Die Entfernung des jeweiligen Wiesentyps vom Nest spielt bei der Bevorzugung keine Rolle. So ist die Entfernung der Extensivwiesen bei Paar 1 geringer, bei Paar 14 höher und bei Paar 9 fast genauso groß wie bei den Intensivwiesen. Trotzdem zeigten alle drei Paare übereinstimmend das beschriebene Verhalten.

Abschließend bleibt festzuhalten, daß zur Zeit des höchsten Nahrungsbedarfes Intensivwiesen bevorzugt werden. Es stehen, auch bei hohem Intensivwiesenanteil im Revier, ständig Flächen mit ausreichend niedriger Vegetationshöhe zur Verfügung, so daß ein Ausweichen ins Ried wegen der Grashöhe nicht zwingend ist. Folglich war ein Zusammenhang zwischen Mahd und Riednutzung nicht festzustellen. Selbst bei riednutzenden Moorrandpaaren war dies kaum der Fall (s. Tab. 15, S. 46). Die Hypothese, wonach eine Kombination von Extensivwiesen (oder Moorvegetation) und Intensivwiesen das beste Nahrungsangebot liefert, wird durch die Revierkonstanz und den Bruterfolg nicht bestätigt: reine Intensivwiesen-Revier waren genauso lange besetzt und hatten den gleichen Bruterfolg (s.u.).

Nahrungssuche außerhalb des Reviers

Rabenkrähen suchen meist innerhalb des Revieres nach Nahrung (WITTENBERG, 1968). MELDE (1984) spricht von einer Futtersuche in 100 bis 200 m Entfernung vom Nest, z.T. auch bis zu 800 m. Die Angaben bei DECKERT (1980) lauten 200-400 m, oft bis zu 1000 m und einmal sogar 3,5 km weit.

Entsprechend war auch in der vorliegenden Untersuchung die Nahrungssuche im Revier die Regel, Ausflüge in die Umgebung betrafen hauptsächlich ans Revier grenzende Moorbereiche (bei Paaren, deren Revier bereits einen Mooranteil einschließt). Da hier keine Reviere anstoßen, ist dies verständlich. Ein Ausweichen auf landwirtschaftliche Nutzflächen gehörte bei den beobachteten Paaren zur Ausnahme und spielte daher als Ausgleich für einen zu geringen Anteil an Intensivwiesen und Äckern keine Rolle.

Lange Nahrungsflüge dürften sich auch aus energetischen Gründen nur bei hoher Nahrungsqualität und/oder -quantität lohnen. ZACH (1979) zeigte, wie Krähen ihren

Nettoenergiegewinn optimieren. Sie lassen Wellhornschnecken aus der Luft auf Felsen fallen und wählen dabei die Flughöhe, die gerade noch ausreicht, um die Gehäuse aufbrechen zu lassen.

Mit langer Abwesenheit der Elterntiere steigt zudem die Gefahr des Nestraubes.

Habitatnutzung im Schwarmareal

Im Prinzip gelten die Bemerkungen zur Habitatnutzung im Revier auch für das Schwarmareal. Der Schwerpunkt der Aktivitäten lag auf den landwirtschaftlichen Flächen in der näheren und weiteren Umgebung des Wurzacher Rieds, wobei die überwiegende Zahl der Lokalisationen auf Intensivwiesen entfiel (s. Tab. 16, S. 50 und Abb. 13, S. 52).

Zur räumlichen Verteilung von Bruthabitat und Schwarmareal gibt es unterschiedliche Angaben. Nach TOMPA (1975) und BÖHMER (1976 a) halten sich die Nichtbrüterschwärme in den intensiv landwirtschaftlich geprägten Gebieten auf, da sie nur hier genügend Nahrung finden. Durch ihre große Zahl könnten sie sich dort gegen die Brutpaare behaupten. BÖHMER erwähnt außerdem die Bevorzugung von offenen Biotopen.

STUDER-THIERSCH (1984) weist in ihrer, wie die genannten Arbeiten in der Schweiz durchgeführten, Studie dagegen auf die Tatsache hin, daß gerade in der für die Jungenaufzucht wichtigen Zeit das Getreide in den Schwarmarealgebieten weitgehend fehlt und das tierische Nahrungsangebot dort grundsätzlich geringer ist. Bei ungünstigen Nahrungsbedingungen ist für die Brutvögel in ihrem begrenzten Raum keine Möglichkeit zum Ausweichen gegeben, während die Schwarmvögel leichter weit entfernte Nahrungsquellen aufsuchen können. Daher bevorzugen die Brutpaare kleinräumig strukturiertes Gelände mit höherem animalischem Nahrungsangebot.

Sowohl die Bruthabitate als auch die Schwarmarealgebiete erwiesen sich im vorliegenden Untersuchungsgebiet, trotz intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, weitgehend als kleinstrukturierte Lebensräume. Kennzeichnend ist ein Wechsel von Grünland, kleineren Ackerflächen, eingestreuten Feldgehölzen und Fichtenforsten. Eine regionale Trennung zwischen Bruthabitaten und Schwarmarealgebieten wie in den schweizer Untersuchungen war nicht gegeben.

Die Bedingung „offener Biotop“ trifft am ehesten noch für das Schwarmarealgebiet bei Osterhofen/Mühlhausen und, weniger deutlich, für Öschle/Menhardsweiler zu. Die größten Schwärme wurden in diesen Gebieten beobachtet. Außerdem befinden sich hier bedeutende gemeinsame Schlafplätze. In den riednahen Gebieten wird zwar ebenfalls Intensivlandwirtschaft betrieben, daneben gibt es aber auch größere extensivierte Flächen. Außerdem ist das Gelände kleinräumiger strukturiert und nicht so offen.

Die bevorzugten Schwarmarealgebiete liegen auf der Westseite des Rieds. Auch die Riednutzung ist v.a. auf das westliche Wurzacher Ried konzentriert. Aufgrund des großen Aktionsraumes könnten die Schwärme aber auch die östliche Riedhälfte er-

reichen. Der Hauptgrund für die Bevorzugung des westlichen Riedes hängt v.a. mit seinem günstigeren Habitatangebot und weniger mit der relativen Lage zum Schwarmareal zusammen. Diese Ansicht wird durch die erwähnten großen Entfernungen gestützt, welche Rabenkrähen zwischen Revier bzw. Nahrungsplätzen und gemeinsamen Schlafplätzen zurücklegen können.

Bruterfolg, Revierkonstanz und abschließende Beurteilung der Moorrandbesiedlung

Der Fortpflanzungserfolg kann als Maß für die Qualität eines Revieres dienen. Meist wird dieser als Anzahl der flüggen Jungen angegeben. Wie RICHNER (1991) ausführt, ist aber weniger der numerische Bruterfolg, als vielmehr die Qualität der Jungen maßgebend. Von ihr hängt es ab, ob ein Individuum später Territoriumsbesitzer wird oder nicht. Da dies nur in Langzeitstudien festzustellen ist, mußte hier der Bruterfolg wie üblich als Anzahl der flüggen Jungen gemessen werden.

Der Bruterfolg schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 1,06 und 1,26 (s. Tab. 24, S. 75). Bei 38,9 % bis 51,7 % der Paare flog mindestens ein Junges aus. Der Bruterfolg im Untersuchungsgebiet liegt damit im unteren Bereich beim Vergleich mit anderen Gebieten (Übersicht bei ELLENBERG, 1989). Bei WITTENBERG (1968) brüteten 30 % aller Paare erfolgreich, bei RICHNER (1989) waren es in einem ruralen Habitat 36 % (2,7 Jungen/BP) und in einem urbanen Habitat 39 % (1,5 Jungen/BP). In einem Untersuchungsgebiet TOMPA's (1975) mit geringem intraspezifischem Nestraub und menschlicher Verfolgung waren es durchschnittlich 2,4 Jungen/BP, in einem anderen 1 Junges/BP. Weitere Angaben: BÖHMER (1976 b): 1,6; DECKERT (1980): 0,37; PICOZZI (1975): 1,58 - 1,80; WITTENBERG (1988): 1,4.

In Revieren ohne Intensivwiesen und Äcker flogen keine Jungen aus. Bei einem Revieranteil der Intensivwiesen und Äcker unter 30 % lag der Bruterfolg unter den Revieren mit einem Anteil über 30 % (Signifikanz knapp verfehlt). Reviere, welche neben Intensivwiesen und Äckern auch Extensivwiesen und Moor enthielten, waren ähnlich erfolgreich wie die reinen Intensivwiesen- und Acker-Reviere.

Es gibt zahlreiche Hinweise auf den Zusammenhang zwischen Bruterfolg und Nahrungsangebot bzw. Habitat. Auf die Bedeutung des Nahrungsfaktors für den Bruterfolg weist LOMAN (1977) hin. Die Vegetationshöhe könnte bei den Revieren mit hohem Extensivwiesen-Anteil ab Ende Mai ein nahrungsbegrenzender Faktor werden (s.o.). In dem Revier, welches ausschließlich aus Übergangsmoor bestand, gehörten Moosbeeren zum Hauptbestandteil der Nahrung. Hier verschwanden die Nestlinge (vor dem Ausfliegen) sukzessive aus dem Nest. Dies läßt sich mit Hinblick auf den geringen Nährwert der Moosbeeren mit Verhungern erklären (vgl. LOMAN, 1977). Ein Nestling lag unter dem Nestbaum, Nestraub kommt in diesem Fall nicht in Frage.

BERTHOLD (1976) zeigte die Bedeutung der animalischen Nahrung für die Ernährung omnivorer, Beeren und fleischige Früchte fressender, Singvögel. Er führt die beobachtete Gewichtsabnahme bei ausschließlicher Fütterung von Früchten auf den zu

geringen Proteingehalt der Früchte zurück. Insektennahrung zeichnet sich dagegen durch einen hohen Proteingehalt aus (vgl. HOUSTON, 1977; GANZHORN, 1986).

Auf den Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Nahrungsversorgung bzw. Populationsdichte wird von zahlreichen Autoren hingewiesen. TENUOVO (1963) bezeichnet die Nebelkrähen auf dem finnischen Festland als Kulturfolger. Bei MYRBERGET (1982) brüteten in der Zeit, als die einzige Farm im nord-skandinavischen Untersuchungsgebiet bewirtschaftet wurde, drei bis vier Krähenpaare, in den Jahren ohne Bewirtschaftung nur ein bis zwei Paare. Vergleichbares berichten HARRIS & MURRAY (1978, zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1993) aus Schottland. Beginn oder Intensivierung einer extensiven Landwirtschaftlichen Nutzung führt zu einer mehr oder weniger starken Bestandszunahme und stellenweise auch Ausbreitung (GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1993).

Nach STUDER-THIERSCH (1984) sind die Ernährungsbedingungen in den traditionell bewirtschafteten Gebieten der Schweiz (mit ihrem Wechsel von Weiden, Wiesen, kleinen Äckern und Wald, ungefähr vergleichbar mit den Bedingungen im hiesigen Untersuchungsgebiet) besser als in den Gebieten mit großflächigem, intensivem Ackerbau.

HÖGSTEDT (1981) konnte durch zusätzlich angebotene Nahrung bei Elstern den Brut-erfolg erhöhen, was YOM-TOV (1974) mit der Rabenkrähe nicht gelang. Letzterer kam in seinen Untersuchungen (YOM-TOV, 1974 und 1975) zu dem Schluß, daß ein Nahrungsmangel zur Brutzeit nicht besteht und Rabenkrähen keine Futterterritorien besitzen. Seiner Ansicht nach beeinflusst der intraspezifische Nestraub, welcher wiederum von der Nahrungsverteilung abhängt, den Brut-erfolg. Dieser wird auch in anderen Arbeiten als ein wichtiger bestandsregulierender Faktor genannt (BÖHMER, 1976 a; TOMPA, 1975; WITTENBERG, 1968 und 1988).

Gerade zur Brutzeit konnte mehrfach beobachtet werden, wie kleinere Nichtbrütertrupps in Reviere eindringen. Zweimal wurden solche Eindringlinge sogar mit der Larsenfalle gefangen, die eigentlich dem Fang der Revierbesitzer dienen sollte. Da dies aber sowohl riedferne Reviere als auch Moorrandreviere betraf, kann der unterschiedliche Brut-erfolg nicht auf den innerartlichen Nestraub zurückgeführt werden. Allerdings dürfte der insgesamt geringe Brut-erfolg damit zusammenhängen. Da keine Daten über die genauen Brutzeitpunkte vorliegen, kann die Angabe von LOMAN (1977), nach welcher frühe Gelege seltener geplündert werden und u.a. deshalb einen höheren Brut-erfolg aufweisen, nicht überprüft werden. Beziehungen bestehen auch zur Erfahrung der Elterntiere (HOLYOAK, 1967; LOMAN, 1984).

Brut-erfolg und Reviergröße waren nicht miteinander korreliert. Da die Reviergröße aber mit dem Nahrungsfaktor zusammenhängt (s.o.) ist bei umfangreicherer Datena-lage ein Zusammenhang zu erwarten.

Der Brut-erfolg war abhängig von der geographischen Lage: Die moorfernen Reviere brachten mehr Jungen hoch als die Reviere im Moorbecken. Letztere sind niedrigeren Lufttemperaturen ausgesetzt, da sich durch die Beckenlage häufig ein Kaltluftsee bildet (GERMAN, 1968). Dieser Zusammenhang kann aber vorgetäuscht sein, da im Moor-

becken gleichzeitig die Reviere mit nicht oder nur extensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen mit entsprechend geringem Bruterfolg liegen.

Neben dem Bruterfolg dient auch die Revierkonstanz, d.h. die Anzahl an Jahren, die ein Revier im Untersuchungszeitraum besetzt war, als Maß für die Revierqualität.

60 % der Reviere waren im gesamten Untersuchungszeitraum besetzt. Wie beim Bruterfolg war die Revierkonstanz bei Revieren ohne, oder mit einem geringen Anteil an intensiv landwirtschaftlich genutzter Fläche am geringsten (s. Tab. 23, S. 74).

WITTENBERG (1968) bestätigt die langjährige Konstanz der Rabenkrähenreviere. Wenn Reviere aufgegeben wurden, geschah dies an weniger günstigen Stellen. Von der Elster ist bekannt, daß qualitativ bessere Reviere länger besetzt sind als solche minderer Qualität (MOELLER, 1982).

Im Gegensatz zum Bruterfolg war die Revierkonstanz unabhängig von der Revierlage. Während die moorfernen Reviere einen höheren Bruterfolg als die Reviere im Moorbecken hatten, unterschied sich ihre Konstanz nicht signifikant. Dies läßt sich wie folgt begründen: Ungünstige Reviere werden zwar häufig aufgegeben, bei genügend hoher Nichtbrüterzahl aber schnell wieder besetzt. Die Revierkonstanz ist damit ebenfalls hoch. Nur besonders ungünstige Reviere bleiben in manchen Jahren frei. Die Revierkonstanz erweist sich so als ungenaueres Maß für die Revierqualität, der erwähnte Unterschied zwischen moornahen und moorfernen Revieren wird nur mit dem Maßstab „Bruterfolg“ erfaßt.

Abschließend ist festzustellen: Aus den Angaben über die mittleren Nestabstände, die Brutpaardichte/km² und das Vorhandensein von Nichtbrütern ergibt sich, daß die Bedingungen in dem intensiv landwirtschaftlich geprägten Umland die Erzeugung eines Populationsüberschusses ermöglichen und zu einer örtlich hohen Besiedlungsdichte im Untersuchungsgebiet führen. Im Verhältnis dazu ist das Angebot an geeigneten Revieren zu gering. Dadurch wird ein Teil der Population in eine potentiell ungünstige moornahe Lage gedrängt. Benachteiligt sind diese Reviere, wenn sie einen hohen Anteil an extensivierten Wiesen und Moorvegetation aufweisen.

Es ist kein unmittelbarer Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere der Vegetationshöhe, auf die Intensität der Riednutzung durch Rabenkrähen festzustellen. Durch die Erzeugung einer teilweise hohen Rabenkrähendichte tragen die Bedingungen im Umland aber mittelbar zu der intensiven Riednutzung durch Rabenkrähen bei.

6.3 Der Randeffect: Riednutzung durch Rabenkrähen

Riednutzende Populationsteile

Die Riednutzung geht v.a. auf die Nichtbrüter des Umlandes und einige Moorrandbrutpaare zurück. Auch SCHNEIDER (1993) erwähnt Nichtbrütertrupps von 40-60 Tieren im Ried. Häufig waren sie mit Dohlen vergesellschaftet, die bis in die 1960er Jahre in der Umgebung noch häufig vorkamen (SCHNEIDER, pers. Mitt.).

Da sich stets nur ein Bruchteil der Nichtbrüter aus dem Umland im Ried aufhielt, stellt sich die Frage, um welche Tiere im Schwarm es sich handelt. Fast alle markierten Nestlinge nutzten das Ried (s. Tab. 5, S. 27). Sie stammten überwiegend aus Moorrandrevieren, in einem Fall aus einer Entfernung von 400 m zum Moorrand. Vermutlich gehören die aus den moornahen Revieren stammenden Nichtbrüter zu den häufigsten Riednutzern. Eine Riednutzung läßt sich allerdings auch für die riedfernen Nichtbrüter nicht auszuschließen. Die radiotelemetrischen Untersuchungen zeigten, daß Nichtbrüter aus bis zu fünf Kilometern Entfernung ins Wurzacher Ried kommen. Letztlich sind daher sämtliche Nichtbrüter, die aus Revieren in diesem Einzugsbereich stammen, potentielle Riednutzer.

Im Gegensatz zu den nichtterritorialen Krähen lassen sich die riednutzenden Brutpaare genauer eingrenzen: Es sind v.a. die Paare, welche am Moorrand brüten und in deren Nachbarschaft offene oder schütter mit Bergkiefern bestandene Moorbereiche liegen (s. Abb. 12, S. 49 und Abb. A-8 bis A-11). Seltener nutzen die Paare am Rand des Abtorfungsbereiches das Ried.

Riedferne Brutpaare suchen nur ausnahmsweise im Moor nach Nahrung. Dies gilt auch für die Paare, welche an der riedabgewandten Seite der Sukzessionswälder brüten. Warum Rabenkrähen v.a. innerhalb des Revieres nach Nahrung suchen, wurde bereits besprochen (S. 84). Nach einem Brutverlust können allerdings auch riedferne Paare ins Ried fliegen, wie das Beispiel der drei erfolglos brütenden, besenderten, moorfernen Paare 15, 109 und 110 zeigt. Ist das Nahrungsangebot im Revier nicht ausreichend und sind in dessen Umgebung alle geeigneten Nahrungshabitate von anderen Paaren besetzt, können ebenfalls Nahrungsflüge ins Ried unternommen werden. Die nächstgelegenen, zur Nahrungssuche geeigneten, randnahen, offenen Moorflächen sind aber nur dann nutzbar, wenn sie nicht ebenfalls Bestandteil eines Territoriums sind. Die gelegentliche Riednutzung durch die moorfernen Paare 23 und 37 entspricht einem solchen Fall.

Weitere regelmäßige Riednutzer sind die Elstern. Es handelt sich in erster Linie um dort brütende Paare. Einflüge aus der Umgebung des Wurzacher Riedes waren selten. Wie bereits erwähnt, waren die Hochmoorschilde noch in den 1960er Jahren unbesiedelt. Die Elster kam nur an den Quellseen und den Riedrandbereichen vor. Insgesamt dürften es nicht mehr als drei bis vier Paare gewesen sein (SCHNEIDER, pers. Mitt.).

Es gibt zahlreiche Hinweise für die interspezifische Aggression zwischen Rabenkrähen und anderen Corviden, v.a. der Elster (BAYENS, 1981; CYR, 1975; ELLENBERG 1983; LÖHRL, 1976; VINES, 1981). Trotzdem brüteten Elstern am Moorrand oft in der Nähe von Rabenkrähenpaaren. Daß Elstern die Nähe von Rabenkrähen meiden (BAYENS, 1981; ELLENBERG, 1983) konnte auch im Umland nicht beobachtet werden. In einem Fall lagen die Nistbäume beider Spezies nur 15 m auseinander. Die Krähenbrut mißlang, während die Elstern zwei Jungen hochbrachten! Auch DECKERT (1980) berichtet von nur 50 m Abstand zwischen Krähen- und Elsternnestern, ohne daß dadurch die Jungenaufzucht der Elstern beeinträchtigt wurde. Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM (1993) überlappen sich in der Regel die Territorien beider Arten. Möglicherweise ist die Besiedlungsdichte von Rabenkrähe und Elster im Untersuchungsgebiet so hoch, daß letztere sowohl ins Ried ausweichen als auch in der Nähe von Krähen brüten muß. Zur Aufhellung des Problems wäre eine Kartierung der Elsternhorste wünschenswert.

Saisonale Riednutzung und ihre Ursachen

Der jahreszeitliche Verlauf und die Habitatwahl der Riednutzung von Nichtbrütern und Brutpaaren unterschieden sich nicht wesentlich (s. Abb. 9, S. 45 und Abb. 14, S. 57). Für die Brutpaare stand die Nahrungssuche im Vordergrund. Bei den Nichtbrütern waren auch soziale Verhaltensweisen zu beobachten, z.B. häufiges Auffliegen und gegenseitiges Jagen, dies aber immer von längeren Abschnitten mit Suchen und Picken am Boden unterbrochen.

Wenn sowohl Brutpaare als auch Nichtbrüter von den landwirtschaftlichen Flächen aus zur Nahrungssuche ins Ried eindringen, muß das Nahrungsangebot dort lohnend sein. Andererseits fliegt der Brachvogel (*Numenius arquata*) umgekehrt vom Hochmoor auf die Randwiesen. Er ernährt sich von Würmern, Schnecken, Insekten (-Larven), Amphibien, Krebsen, Beeren und Samen (KÖNIG, 1967). Damit deckt sich das Nahrungsspektrum beider Arten zumindest in der Brutzeit weitgehend. Das gegensätzliche Verhalten muß kein Widerspruch sein: beide Arten ergänzen durch die Nutzung beider Habitats ihr Nahrungsangebot.

Ein Problem im Zusammenhang mit den Ursachen der Riednutzung ergibt sich aus dem jahreszeitlichen Verlauf. Ende Februar tauchten die ersten Krähen im Ried auf (s. Tab. 14, S. 44 und Tab. 20, S. 56). Der Schwerpunkt lag in den Frühjahrsmonaten März bis Juni. Im Juli ging sie bereits wieder zurück.

In den Herbst- und Wintermonaten bieten die landwirtschaftlichen Flächen und Siedlungsgränder (TOMPA, 1976) ein besseres Nahrungsangebot als das Moor. Nahrungsuntersuchungen bestätigen dies: Pflanzliche Nahrung, v.a. Getreide, spielt in dieser Jahreszeit eine große Rolle (BERROW et al., 1992; DECKERT, 1980; HOLYOAK, 1968; HOUSTON, 1977). Daneben sind Lumbriciden von Bedeutung (HOLYOAK, 1968; LOCKIE, 1956; STUDER-THIERSCH, 1984). Die Rabenkrähenschwärme halten sich deshalb ausschließlich im Umland auf.

Im Frühjahr nimmt mit steigender Lufttemperatur das animalische Nahrungsangebot, insbesondere die Häufigkeit der Arthropoden, zu. Damit wird das Ried als zusätzliche Nahrungsquelle wichtig und die Riednutzung setzt ein. Für die Monate Januar bis April ließ sich dementsprechend eine positive Korrelation zwischen Trupfgröße im Ried und Lufttemperatur zeigen. Die Bedeutung der animalischen (Arthropoden-) Nahrung im Frühjahr belegt die Untersuchung der Nestlingsnahrung. Arthropoden machen 54 % und Reptilien 9 % des Gesamtgewichtes der Nahrung aus. Unklar ist jedoch, weshalb die Intensität der Riednutzung bei Nichtbrütern und Brutpaaren schon im Juli abnimmt und schließlich auf Null sinkt. Zu diesem Zeitpunkt kann sich das Nahrungsangebot im Ried noch nicht grundlegend gegenüber den Vormonaten geändert haben. Die in den Halsringproben gefundene Riednahrung müßte auch in dem fraglichen Zeitraum noch in ausreichender Menge vorkommen. Häufige Arten der Nestlingsnahrung, die u.a. in Mooren vorkommen, waren (vgl. KOCH, 1989; KOCH, 1991; MAUER & HÄNGGI, 1990): *Dolomedes fimbriatus* (Pisauridae, Raubspinnen), *Pardosa palustris* (Lycosidae, Wolfsspinnen), *Eurygaster testudinaria* (Pentatomidae, Baumwanzen), *Actenicerus sjaelandicus* (Elateridae, Schnellkäfer), *Plateumaris consimilis* (Chrysomelidae, Blattkäfer), *Diacrisia sannio* (Arctiidae, Bären), *Macrothylacia rubi* (Lasiocampidae, Glucken), *Apamea monoglypha* (Noctuidae, Eulen), *Lacerta vivipara* (Mooreidechse) und *Vaccinium oxycoccus* (Moosbeere).

Auffallend ist die zeitliche Übereinstimmung zwischen der Riednutzung durch Rabenkrähen und der Brutzeit zahlreicher Vogelarten im Ried. Zum Teil beginnt die Brutzeit im April, meist jedoch erst Anfang Mai und endet in der Regel, einschließlich Zweit- und Nachbruten, im Laufe des Juni. Das Angebot an Eiern und Nestlingen ist aber vermutlich nur einer von mehreren Faktoren, welche die Riednutzung beeinflussen. Die Zahl der Vogelnester im Ried ist wohl zu gering, um für die Riednutzung der Rabenkrähen maßgeblich zu sein. Im allgemeinen ist der Anteil an Eiern oder Jungvögeln bei Nahrungsanalysen im Vergleich zum Arthropodenanteil niedrig, wie die vorliegende und andere Untersuchungen zeigen. Nur 4,9 % aller Nahrungsproben enthielten Fleischreste mit Federn, Eireste oder Vogelembrionen. Ebenfalls aus Halsringproben ermittelte LOCKIE (1955) in zwei Untersuchungsjahren Werte von 8 und 16 Volumenprozent. YOM-TOV (1975) fand Vogelreste in 6 % bis 33 % von 56 untersuchten Nestlingsmägen.

Die Angaben für adulte Rabenkrähen: DECKERT (1980) entdeckte in 6,4 % von 134 Speiballen Vogelreste oder Eierschalen, bei BERROW et al. (1992) betrug dieser Anteil 5,3 % (n = 256). STUDER-THIERSCH (1984) kommt auf der Grundlage von 831 untersuchten Mageninhalten auf einen Wert von 1,7 % (Vogelreste), in den Monaten April bis Juli auf mindestens 10 % (Eireste).

Die Abnahme der Riednutzung im Juli hängt auch nicht mit der Mahd der Extensivwiesen zusammen, die in vielen Fällen am 1.7. erfolgte. Mit diesem Datum war weder ein deutlicher Rückgang der Riednutzung verbunden, noch eine deutliche Zunahme der Extensivwiesennutzung durch Nichtbrüter. Bei den Brutpaaren steigt zwar die Zahl der Lokalisationen nach der Mahd wieder geringfügig an, ein gleichzeitiger Rückgang der Riednutzung trat aber nicht ein.

Eine andere Hypothese beruht auf der Tatsache, daß die Aggressivität der Revierbesitzer zur Brutzeit einen Höhepunkt erreicht (WITTENBERG, 1968) und später im Jahr geringer ist. Demnach stünden den Nichtbrütern im Frühjahr weniger Nahrungsflächen zur Verfügung, und sie müßten ins Moor ausweichen. Später im Jahr, wenn sie nicht mehr im gleichen Maße von den Revierbesitzern angegriffen werden, wäre dies nicht mehr nötig. Die Moorrandbrüter stellen jedoch ebenfalls schon im Juli die Riednutzung weitgehend ein, obwohl sie als Revierbesitzer diesen Zwängen nicht unterliegen. Außerdem hielten sich zur Brutzeit häufiger Nichtbrütertrupps innerhalb von Revieren auf, ohne daß die Revierbesitzer dies hätten verhindern können. Die Riednutzung kam bei den Moorrandbrutpaaren im Juli zum Erliegen, unabhängig davon, ob Jungen ausgeflogen waren oder die Brut bereits zu einem früheren Zeitpunkt mißlungen war.

Die Zunahme sozialer Verhaltensweisen nach dem Ausfliegen der Jungen und die dadurch entstehenden großen Schwärme mit mehr als 200 Individuen erfordern den Aufenthalt in nahrungsreichen Gebieten. Das können aber nur die Äcker und Wiesen im Schwarmareal außerhalb des Moores sein. Die gemeinsamen Schlafplätze, denen nach BÖHMER (1976 a) eine populationsdynamische Bedeutung zukommt, liegen bis zu vier Kilometer vom Wurzacher Ried entfernt. Auch dadurch erfolgt möglicherweise eine Orientierung weg vom Moor. Diese Plätze werden außerhalb der Brutzeit auch von den Brutpaaren benutzt, wobei diese meist täglich für einige Zeit ins Revier zurückkehren. Entsprechend wären, trotz des Aktivitätsschwerpunktes im Umland, auch weiterhin regelmäßige Ausflüge ins Moor möglich.

Abschließend ist festzustellen, daß das Einsetzen der Riednutzung im Frühjahr mit dem zunehmenden animalischen Nahrungsangebot zusammenhängt. Dagegen ist das Ende im Juli nur mittelbar nahrungsökologisch zu begründen. Am wahrscheinlichsten ist der Zusammenhang mit dem zunehmenden sozialen Verhalten und der damit verbundenen Verlagerung der Aktivitäten in landwirtschaftlich geprägte Schwarmarealgebiete, die eine ausreichende Nahrungsversorgung gewährleisten.

Tagesperiodik der Riednutzung

In einem finnischen Untersuchungsgebiet (TENUOVO, 1963) war die Aktivität in den frühen Morgenstunden am regsten, zwischen 12 und 14 Uhr war sie deutlich verringert. Nach 18 Uhr nahm sie kurzfristig noch einmal zu. Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM (1993) entsprechen sich die Aktivitätsrhythmen von Rabenkrähe und Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) weitgehend. Letztere zeigte im Raum Wien z.T. einen zweigipfligen Aktivitätsverlauf mit mittäglicher Abschwächung, z.T. blieb die Aktivitätskurve auf konstanter Höhe (beides allerdings im Winter). In einem norwegischen Untersuchungsgebiet blieb die Aktivität der Saatkrähenmännchen in der Brut- und Nestlingsperiode tagsüber gleich und nahm nach 18 Uhr deutlich ab.

Im Wurzacher Ried sind nichtterritoriale Rabenkrähen von März bis Juli ganztägig im Ried bei der Nahrungssuche zu beobachten. Ihre Anzahl zeigt im Tageslauf die

beschriebene zweigipflige Aktivitätskurve (s. Abb. 16, S. 59). Der Verlauf ist bei den (territorialen) Elstern ähnlich (s. Abb. 22, S. 66). Da deren Reviere im Moor liegen und Ein- und Ausflüge nicht vorkamen, bedeutet dies, daß sie zwar ständig anwesend, aber nicht ständig sichtbar sind.

Auch die Revierkrähen nutzten im Frühjahr und Frühsommer das Ried ganztagig. Es gibt ein frühes und ein spätes Maximum (vergleichbar mit TENUOVO, 1963) und zusätzlich eines acht Stunden nach Sonnenaufgang (s. Abb. 10, S. 46).

Nutzung verschiedener Habitateinheiten im Moor

Erwartungsgemäß wurden offene Hoch- und Übergangsmoorflächen im allgemeinen mindestens entsprechend ihrem Anteil an der Gesamtnahrungsfläche genutzt. Die schütter mit Bergkiefern bestandenen Flächen gehörten neben dem offenen Hochmoor zu den von Nichtbrütern bevorzugten Vegetationseinheiten. Einige Brutpaare mieden dagegen diesen Vegetationstyp. Wälder und dichte Bergkiefernbestände spielten bei der Nahrungssuche keine Rolle (s. Tab. 12, S. 35 und Tab. 19, S. 54).

Im Oberlausitzer Untersuchungsgebiet von MELDE (1984) meiden die Nebelkrähen bei der Nahrungssuche den Wald. Bei WITTENBERG (1968) und LOCKIE (1955) ist dagegen der Wald auch als Nahrungshabitat z.T. von Bedeutung.

Elstern waren vorrangig im schütter und dicht mit Bergkiefern bestandenen Hochmoor zu beobachten (s. Tab. 21, S. 63). Nach MOELLER (1987) plünderten Nebelkrähen ausgelegte Kunstnester nur auf Feldern, also offenen Habitaten, während Elstern zusätzlich in Koniferen- und Mischwaldplantagen auftraten. Auch GLUTZ VON BLOTZHEIM (1993) erwähnt eine gelegentliche Nahrungssuche der Elstern in Kiefernplantagen. Im allgemeinen bevorzugen aber auch Elstern teilweise offene und parkartige Biotope mit kurzer Vegetation. Einem eventuellen Verdrängungseffekt durch die dominierende Rabenkrähe als Ursache dieses Sachverhaltes widerspräche das erwähnte sympatrische Vorkommen beider Spezies in den Moorrandbereichen. Denkbar ist auch ein gewisser methodischer Fehler: das Weiß der Elstern ist vor dem dunklen Hintergrund der Bergkiefern klarer zu erkennen, während die einheitlich dunklen Rabenkrähen mit dem hellen, gehölzfreiem Untergrund besser kontrastieren.

Die trockenen, verheideten Abtorfungsflächen wurden im Wurzacher Ried von beiden Arten weitgehend gemieden. Teile des Haidgauer Abtorfungsbereich gehörten zum Jagdgebiet von zwei Krähenpaaren. Nichtbrüter hielten sich selten hier auf. Kunstnestversuche, die CLEMENS (1990) im Langen Moor (Niedersachsen) durchführte, ergaben in der Heide geringe Gelegeverluste. Möglicherweise wird dieser Habitattyp von Rabenkrähen gemieden, weil die Vegetationsstruktur der Zwergstrauchbestände die Fortbewegung am Boden und damit die Nahrungssuche erschwert.

Einflugtiefe und Randeffect

Nach WILCOVE (1986), zit. in ANDREN & ANGELSTAM (1988) endet der prädationserhöhende Einfluß des Randeffectes auf Kunsthäuser ungefähr in einer Entfernung von 200-500 m vom Rand. ANDREN & ANGELSTAM (1988) bestätigen in ihrer Untersuchung diese Angabe. In beiden Untersuchungen wurden Waldinseln in landwirtschaftlich genutzter Umgebung untersucht. Die Beutegreifer gehörten zwar unterschiedlichen Arten an, in beiden Fällen waren es aber Generalisten (Säuger und Vögel).

Die Einflugtiefe der Brutpaare im Wurzacher Ried bewegte sich ebenfalls in dem genannten Bereich (s. Abb. 11, S. 48). Sie lag im Mittel bei 249 m (zwischen 187 m und 470 m; ohne Paar 104). Innerhalb dieser Spanne wird die Stärke des Randeffectes von der Lage zur Nahrungssuche geeigneter Vegetationstypen beeinflusst.

Eine Ausnahme bildet lediglich das Paar 104, welches im Hochmoorzentrum an der Bundesstraße brütet. Eine künstliche Randstruktur begünstigt hier das Eindringen eines Brutpaares in Bereiche, welche ansonsten nicht von diesen erreicht würden.

Erst ab der 800-m-Stufe nahm die Zahl der Rabenkrähen deutlich ab (s. Abb. 17, S. 60). Bei einer maximal möglichen Einflugtiefe von 1250 m im Westteil und 900 m im Ostteil bedeutet dies praktisch eine Nutzung bis ins Zentrum. Dafür sind in erster Linie die Nichtbrüter verantwortlich.

Der beobachtete Rückgang ab der 800-m-Stufe könnte auf einen abnehmenden Randeffect hindeuten. Denkbar ist auch ein Beobachtungsfehler aufgrund der zunehmenden Entfernung. Die geringere Einflugtiefe in der östlichen Riedhälfte kann so mit der weiter entfernten Lage des dortigen Beobachtungsstandortes zusammenhängen. Gerade in den 700-900 m weit im Moorinnern gelegenen Bereichen des östlichen Haidgauer Rieds sind schütter mit Bergkiefern bestandene Flächen vorhanden; ein Einflug dorthin wäre also zu erwarten. Die nahezu deckungsgleichen Verhältnisse bei den Elstern (s. Abb. 23, S. 67) sprechen ebenfalls für diesen Zusammenhang.

Das Wurzacher Ried besitzt bei dem gegebenen steilen Produktivitätsgradienten eine zu geringe Fläche, um noch eine von außen völlig unbeeinflusste Kernzone aufzuweisen (vgl. ANGELSTAM, 1986 und MADER, 1980). Durch die Nichtbrüter und die im Ried brütenden Elstern wird nahezu das gesamte Moor zum „Rand“ bzw. einem vom Randeffect beeinflussten Gebiet.

Riednutzung und Gelegeprädation

Wie ist die beobachtete Riednutzung durch Rabenkrähen im Hinblick auf die Gelegeprädation zu beurteilen?

Verschiedene Untersuchungen ergaben an Rändern bzw. in fragmentierten Landschaften erhöhte Prädationsraten durch Corviden. Nach ANDREN et al. (1985) ist die höhere Prädationsrate von Kunsthäusern in Südschweden mit der Häufigkeit von Corviden korreliert, die wiederum mit dem Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen, der menschlichen Besiedlungsdichte und dem Ausmaß der Waldfragmentierung steigt.

MOELLER (1988) beobachtete in kleineren Gehölzen eine höhere Prädationsrate bei künstlichen und natürlichen Amselnestern durch Elstern im Vergleich zu größeren Gehölzen. Auch in den Untersuchungen von WILCOVE (1985) und YAHNER & SCOTT (1988) werden u.a. Corviden für erhöhte Prädationsraten an Rändern verantwortlich gemacht. BOSTRÖM & NILSSON (1983) führen die geringere Dichte von Watvögeln in kleinen Mooren Skandinaviens auf die erhöhte Gelegeprädationsrate an den Moor-rändern zurück.

Im Rahmen des Birkhuhnprojektes im Wurzacher Ried wurden einige Daten zu den Gelegeverlusten von Birkhuhn (*Tetrao tetrix*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Brachvogel (*Numenius arquata*) erhoben.

Von den 8 gefundenen Birkhuhngelegen wurden 6 geplündert, davon 3 durch Rabenvögel und 3 durch den Fuchs (HÖVEL et al. 1994). Je eines der von Rabenvögeln zerstörten Gelege lag in einem dichten Bergkiefernbestand, in einem verbuschten Abtorfungsbereich und in einem Torfstich. Alle drei Stellen lagen nicht in von Krähen bevorzugten Flächen. Allerdings hielten sich zum Zeitpunkt der Plünderungen Krähen in der Umgebung auf.

Von den 9 Kiebitzbruten (STRAUSS, pers. Mitt.) der Jahre 1992 bis 1994 im aktuellen (Bade-) Torfstich fielen 5 Rabenvögeln zum Opfer. Vermutlich den Rabenkrähen, da ein Krähenpaar in der Nähe brütete und Elstern hier kaum zu beobachten waren. Nur im Jahr 1992 waren alle drei Bruten erfolgreich. In jenem Jahr war das Krähenrevier unbesetzt. Der Aktionsraum des benachbarten Paares 102 reichte nicht so weit. Von 6 im gleichen Zeitraum nachgewiesenen Brachvogelgelegen wurden alle geplündert (STRAUSS, pers. Mitt.). Drei davon sicher (ein weiteres vermutlich) durch Rabenvögel. Sie befanden sich auf dem Zwischenmoorstreifen südlich von Iggenau, auf einer Pflegefläche (Seggen-Torfmoosrasen südlich von Willis) und im offenen Hochmoor. Drei davon lagen im Revier von Krähenpaaren. Allerdings hielten sich auch Elstern in diesen Bereichen auf. Die zwei übrigen Gelege lagen im offenen Hochmoor und wurden vom Fuchs gefressen (eines sicher, eines wahrscheinlich). Sie waren aber auch durch Rabenkrähen bedroht. Mehrfach konnte beobachtet werden, wie kleinere Krähentrupps das Brachvogelpaar im offenen Hochmoor angriffen (eigene Beobachtung; STRAUSS, pers. Mitt.). SCHNEIDER (1993) berichtet von ähnlichen Fällen. Insgesamt wurden von 23 im Moor gefundenen Gelegen der drei Arten 11 (47,7 %) von Rabenvögeln geplündert, die Birkhuhn- und Kiebitzgelege wahrscheinlich durch Rabenkrähen.

Diese Ergebnisse bestätigen tendenziell die oben zitierten Untersuchungen.

Gelege im Aktionsraum von Krähen unterliegen einer erhöhten Verlustrate, wie Untersuchungen an künstlichen und natürlichen Nestern ergaben. MYRBERGET (1976) führt 10 % aller Gelegeverluste von Moorschneehuhnnestern (*Lagopus lagopus*) in seinem Untersuchungsgebiet auf ein einziges Nebelkrähenpaar zurück. Nach ERIKSTAD et al. (1982) war die Prädationsrate bei Kunstnestern und natürlichen Moorschneehuhnnestern innerhalb von 350 m Entfernung zu Krähennestern signifikant erhöht. Dieser Wert stimmt ungefähr mit der ermittelten Einflugtiefe von Moorrandpaaren in

der vorliegenden Untersuchung überein. Einen Wert von 350 m nennen auch HULBERT & BAUER (1992). In einer Untersuchung von LOMAN & GÖRANSSON (1978) mit künstlichen Gelegen war die Verlustrate innerhalb einer Entfernung von 225 m vom nächsten Krähennebst signifikant erhöht. Bei SULLIVAN & DINSMORE (1990) sank die Wahrscheinlichkeit der Plünderung von künstlichen Entennestern mit zunehmender Entfernung von Krähennestern (*Corvus brachyrhynchos*).

Krähen entdecken die Nester anderer Vogelarten meist durch Beobachtung der Elterntiere. Daher ist die Verlustrate unabhängig von der Deckung der Nester (DWERNYCHUK & BOAG, 1972; ERIKSTAD et al., 1982; STORAAS et al., 1982).

Die Wahrscheinlichkeit für die Entdeckung eines Elterntieres am Nest dürfte bei häufiger Anwesenheit weniger Krähen in der Umgebung größer sein, als bei seltener Anwesenheit größerer Trupps. Die Krähenzahl/Rasterquadrat und die Frequentation/Rasterquadrat waren im Wurzacher Ried signifikant miteinander korreliert (s. Abb. 18, S. 61). Das heißt, eine hohe Krähenzahl/Raster kam nicht durch einen einmaligen Besuch eines Trupps, sondern in der Regel durch häufige Besuche weniger Krähen zustande.

Durch die geringere Bedeutung der Nestdeckung bei Beobachtung der Elterntiere dürfte das Erbeutungsrisiko in schütter mit Bergkiefern bestandenen Flächen ähnlich hoch sein wie in offenen Hochmoorbereichen.

Die Bedeutung der Deckung kann auch von der Nestdichte abhängen. Bei GÖRANSSON et al. (1975) und TINBERGEN et al. (1976) war die Prädationsrate positiv mit der Nestdichte korreliert. Bei einer hohen Nestdichte lohnt sich für die Räuber auch eine aufwendige Suche (HOI & WINKLER, 1988). Dies hängt mit der besonderen Suchstrategie der Rabenkrähe zusammen. CROZE (1970) beschreibt, wie bereits wenige positive Erfahrungen mit einer neu entdeckten Beute zum Entstehen eines neuen Suchbildes (Searching image) führen. Dementsprechend suchen die Rabenkrähen dann gezielt nach dieser Nahrung und zwar vorrangig in der unmittelbaren Umgebung der Erstfunde. Erst bei abnehmendem Erfolg läßt die Suchbereitschaft wieder nach (vgl. auch FRUGIS et al., 1983).

Die Suchbildstrategie wird z.T. als Argument für den geringen Einfluß der Rabenkrähen auf seltene Beutearten angeführt (z.B. WITTENBERG, 1978). So sollen verschiedene Kleintiere oder Vogeleyer nur so lange systematisch gesucht werden, wie sie häufig genug auftreten und leicht zu finden sind. Für die systematische Suche trifft dies zu, was aber nicht ausschließt, daß auch seltenere Arten nebenbei gesammelt werden. Das ergibt sich aus der vorliegenden Nahrungsuntersuchung. Sie bestätigt zwar im wesentlichen das Konzept des Searching image, zeigt aber gleichzeitig, daß es nicht zu eng ausgelegt werden darf. Ungefähr 1/3 aller Proben enthielt vier und mehr unterschiedliche Nahrungsgruppen. Ein Blick in die Tab. A-1 zeigt, daß zahlreiche Beutearten nur einmal gefressen wurden. Diese Arten wurden offenbar nicht systematisch gesucht, für sie existierte kein Suchbild. Dementsprechend ist eine systematische Suche nach den Gelegen seltener Arten wie Birkhuhn und Brachvogel unwahrschein-

lich, eine zufällige Entdeckung dagegen in weiten Riedbereichen möglich. Die mehrfache Entdeckung des einzigen Brachvogelgeleges im Wurzacher Ried durch Rabenkrähen bestätigt dies.

Es wird häufig betont, daß der Anteil an Eiresten bei Nahrungsuntersuchungen sehr gering und daher für die Nahrungsversorgung der Rabenvögel von untergeordneter Bedeutung sei (z.B. DECKERT, 1980; EPPLE & KROYMANN, 1987; KOLBE & NEUMANN, 1988). Für das Überleben bedrohter Arten ist jedoch nicht die Frage entscheidend, welche Bedeutung der Gelegeraub für die Nahrungsversorgung des Räubers hat, sondern wie sich der Eingriff auf die Beutepopulation auswirkt. Für die generalistischen Rabenkrähen ist der Beitrag, den die Gelege von bedrohten Arten für ihre Ernährung liefern, sicher von untergeordneter Bedeutung. Dies läßt sich auch aus dem geringen Anteil von Ei- und Vogelresten in der untersuchten Nestlingsnahrung schließen. Für den Bestand der betroffenen Beuteart kann der Eingriff aber erheblich sein. Verluste, die nicht aus einem biologischen Überschuß entnommen werden, sind nicht kompensierbar und können zum Erlöschen eines letzten Inselbestandes führen (HOLLDACK & GERSS, 1985 und 1988). Die Rolle von unspezialisierten Prädatoren kann nur nach deren Einfluß auf konkrete Populationen der Beuteart beurteilt werden (SIEFKE, 1989).

6.4 Schlußfolgerung

Die vorliegende Untersuchung hat am Beispiel einer einzelnen generalistischen Art Ursachen und Ausmaß eines Randeffektes, der auf einen Inselbiotop einwirkt, aufgezeigt. Ihre Ergebnisse fügen sich in die einleitend skizzierte allgemeine Problematik der zunehmenden Habitatfragmentierung ein. Aufgrund seines Charakters als ombrotropher Inselbiotop inmitten einer hochproduktiven Landschaft war ein beträchtlicher Einfluß des Umlandes auf das Wurzacher Ried zu erwarten (vgl. ANGELSTAM, 1986). Dies konnte bestätigt werden. Nahrungsangebot und Nistgelegenheiten der Umgebung ermöglichen der Rabenkrähenpopulation die Erzeugung eines Populationsüberschusses (Nichtbrüter!). Sowohl die territorialen Rabenkrähen und Elstern als auch die nichtterritorialen Rabenkrähen nutzen das Ried von März bis Juli in bestimmten Bereichen intensiv. Eine von den Einflüssen der Umgebung unberührte Kernzone (vgl. MADER, 1980) gibt es im Falle der sehr mobilen Rabenkrähen und Elstern im Wurzacher Ried nicht. Dies ist im Hinblick auf die Gefährdung bedrohter Vogelarten problematisch.

Forderungen nach einer flächendeckenden Naturschutzstrategie, die sich nicht auf kleine Naturschutzgebiete beschränkt und gleichzeitig in der Umgebung beträchtliche Störungen durch Landwirtschaft, Baumaßnahmen, Schadstoffemissionen, Stickstoff-Depositionen (vgl. ELLENBERG, 1987) usw. erlaubt, sind daher zu unterstützen. Die seit Jahren betriebene Schutzgebietsstrategie in der Bundesrepublik Deutschland

konnte den Rückgang zahlreicher Tierarten nicht verhindern (BLAB, 1992). Die negativen Einflüsse, die von außen auf diese kleinen Habitatinseln einwirken, erwiesen und erweisen sich als zu groß.

Neben der grundsätzlichen Forderung nach flächendeckenden Maßnahmen stellt sich die Frage, ob in bestimmten Fällen ein gezielter Eingriff des Menschen sinnvoll und möglich ist. Können durch befristete Maßnahmen bedrohte Arten in Habitatinseln wie dem Wurzacher Ried geschützt werden, bis die anthropogen verursachte relative Begünstigung von generalistischen Prädatoren im Vergleich zu den benachteiligten Habitatspezialisten beseitigt ist? Kann und soll bei Wiedereinbürgerungsversuchen die Gefahr von Verlusten während der kritischen Zeit bis zur Etablierung eines stabilen Bestandes durch gezielte Maßnahmen verringert werden? Eine solche Nothilfe dürfte selbstverständlich nicht den Blick auf die primären Ursachen des Ungleichgewichts verstellen. „Unabhängig vom generellen Problem der Unterschutzstellung der Rabenvögel kann die Verminderung des Feinddrucks auf Restpopulationen einer Art oder Stützungs- und Wiedereinbürgerungsversuche vorübergehend und lokal eine Rolle spielen. Überlebensfähige Populationen bedrohter Arten sind aber nur dann zu erwarten, wenn sie auch einen gewissen Feinddruck aushalten können.“ (BEZZEL, 1987).

Eine Verminderung des Feinddruckes kann z.B. durch eine entsprechende Biotopgestaltung erfolgen. Die Bewaldung weiter Moorrandbereiche schafft Nistgelegenheiten und Aussichtswarten für Rabenkrähen. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Baumreihe entlang der Bundesstraße. Zur Bedeutung von Aussichtswarten für die Gelegeprädation siehe BOSTRÖM & NILSSON (1983) und YAHNER & WRIGHT (1985). Eine Entfernung dieser auf menschlichen Einfluß zurückgehenden Biotopstrukturen wäre daher wünschenswert. Langfristig könnte die angestrebte Wiedervernässung in diesem Sinne wirken.

Inwieweit eine breitere Extensivierungszone (Pufferzone) zwischen landwirtschaftlichem Umland und Ried die Riednutzung mindert, muß abgewartet werden. Auf die Nutzung des Riedes durch Nichtbrütertrupps hat diese Maßnahme keinen unmittelbaren Einfluß, da diese Schwarmkrähen aus einer Entfernung von bis zu fünf Kilometern (Osterhofen/Mühlhausen, Adelshofen) ins Ried fliegen. Allerdings kann sich durch eine Zunahme extensivierter oder brachliegender Flächen die Revierqualität verschlechtern (Wegfall kurzrasiger Flächen), so daß der Bruterfolg sinkt oder Reviere aufgegeben werden.

SIEFKE (1989, Vogelwarte Hiddensee) fordert für die Küstenvogelreservate an der Ostseeküste Artenschutzstrategien, die eine Bejagung unspezialisierter Prädatoren einschließen. Durch eine gezielte Bejagung in ihrem Bestand ungefährdeter Beutegreifer könnte der Bruterfolg gefährdeter Arten erhöht werden. Eine erhöhte Fortpflanzungsrate bzw. ein Rückgang der Brutverluste nach erfolgter Prädatorenkontrolle ergaben Untersuchungen von BALSER et al. (1968), CHESNESS et al. (1968), DUEBBERT (1980), ERIKSTAD et al. (1982), MARCSTRÖM (1987), SIEFKE (1989) und TRAPPER et al. (1989).

Die derzeit gültige Naturschutzkonzeption im Wurzacher Ried berücksichtigt zwar Randeffekte in Form von Entwässerung und Düngereinschwemmung, vernachlässigt aber die Einflüsse generalistischer, hochmobiler Arten, wie Rabenkrähe oder Fuchs. Die Frage einer gezielten Bejagung unter kontrollierten Bedingungen ist zu trennen von dem Problem der Jagd auf Rabenvögel im allgemeinen. Letzteres braucht hier nicht berücksichtigt werden (dazu u.a.: BEZZEL, 1987; ELLENBERG, 1989; EPPLE & KROYMANN, 1987; HOLLDAK, 1988; KNIEF & BORKENHAGEN, 1993; MÜLLER, 1988; RAHMANN et al., 1988).

7. Zusammenfassung

Zunehmend wird auf die Gefahr der Verinselung (Habitatfragmentierung) und die ungünstigen Auswirkungen anthropogen verursachter Randstrukturen für den Naturschutz hingewiesen. Vor diesem Hintergrund wurde die Riednutzung durch Rabenkrähen im Wurzacher Ried (Süddeutschland), u.a. radiotelemetrisch, untersucht. Die ökologisch nahe verwandte Elster wurde mitberücksichtigt. Die mittlere Rabenkrähendichte in dem 40 km² großen Untersuchungsgebiet betrug 1,8-2,1 Brutpaare/km², der mittlere Nestabstand 455-475 m. In Teilbereichen war die Siedlungsdichte doppelt so hoch. Riednutzende Nichtbrüterschwärme hielten sich in verschiedenen Schwarmarealbereichen in bis zu fünf Kilometern Entfernung vom Wurzacher Ried auf. Wichtige gemeinsame Schlafplätze lagen bei Mühlhausen, Menhardsweiler und den Riedhöfen (Unterschwarzach). Die Größe der Nichtbrütertrupps in den verschiedenen Schwarmarealbereichen schwankte beträchtlich. Sie betrug meist weniger als 100 Individuen. Extensivierte Feuchtwiesen waren zwar aufgrund ihrer heterogenen Struktur und des langsameren Wachstums länger nutzbar als die Intensivwiesen, sie wurden aber nach der ersten Mahd der Intensivwiesen, d.h. während der Fütterungszeit, seltener genutzt, als es ihrem Flächenangebot entsprach. Die Reviere mit einem geringen Anteil an landwirtschaftlich intensiv genutzten Wiesen und Äckern waren nicht so dauerhaft besetzt und hatten einen geringeren Bruterfolg als die Reviere mit einem hohen Anteil dieser Flächen.

In den Monaten März bis Juni waren täglich ganztägig Rabenkrähen im Ried anwesend. Im Spätsommer, Herbst und Winter war die Riednutzung minimal. Sie erfolgte durch Nichtbrüter und die Brutpaare, welche am Moorrand brüteten und in deren Nachbarschaft offene oder schütter mit Bergkiefern bestandene Hochmoor- und Übergangsmoorflächen lagen. Im Gegensatz zu den Elstern brüteten die Rabenkrähen nicht im zentralen Hochmoor.

Die Nichtbrüter drangen signifikant weiter ins Ried vor als die Brutpaare. Eine von Rabenkrähen unbeeinflusste Kernzone gibt es nicht.

Bevorzugte Habitatbereiche waren das offene Hoch- und Übergangsmoor sowie das schütter mit Bergkiefern bestandene Hochmoor. Verheidete Flächen im Abtorfungsbereich wurden meist gemieden.

Eine Analyse der Nestlingsnahrung (Halsringmethode) bei verschiedenen Brutpaaren ergab Unterschiede in Abhängigkeit vom Nahrungshabitat. Im Moor werden v.a. Arthropoden, Mooreidechsen (*Lacerta vivipara*) und Moosbeeren (*Vaccinium oxycoccos*) gesammelt.

Die Untersuchung macht Ursachen und Ausmaß eines Randeffektes am Beispiel der Riednutzung durch Rabenkrähen deutlich. Die Situation im Umland ermöglicht eine teilweise hohe Besiedlungsdichte und die Erzeugung eines Populationsüberschusses. Es kommt zu ei-

nem Randeffect, der vom landwirtschaftlich geprägten Umland auf den Inselbiotop Wurza-cher Ried einwirkt. Die intensive Riednutzung ist im Hinblick auf den Bruterfolg bedrohter Bodenbrüter bedenklich. Andere Untersuchungen bestätigen hohe Gelegeverluste bei Birk-kuhn (*Tetrao tetrix*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Brachvogel (*Numenius arquata*) im Wurza-cher Ried. Möglichkeiten zur Verringerung der Riednutzung durch Biotopgestaltung und Be-ja-gung werden erörtert.

8. Literatur

- ALLREDGE, J.R. & J.T. RATTI (1986): Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *J. Wildl. Manage.* 50 (1): 157-165. – ANDERKA, F.W. & P. ANGEHRN (1992): Transmitter attachment methods. In: PRIEDE, G.I. & SWIFT, S.M. (eds.): *Wildlife Telemetry. Remote Monitoring and Tracking of Animals*. New York: Ellis Howard. 708 S. – ANDREN, H., ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. & P. WIDEN (1985): Differences in predation in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277. – ANDREN, H. & P. ANGELSTAM (1988): Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69 (2) 544-547. – ANGELSTAM, P. (1986): Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373. – ANONYMUS (1992): Naturschutz-zentrum Bad Wurzach. Jahresbericht 1992. - 32 S.
- BALSER, S.D., DILL, H.H. & H.K. NELSON (1968): Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. *J. Wildl. Manage.* 32 (4): 669-682. – BASTIAN, H.-V. (1989): Are corvids able to exterminate populations of Whinchats (*Saxicola rubetra*)? - a computer-simulation. *Vogelwelt* 110: 150-156. – BAUER, H.-G. & H. HEINE (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. *J. Ornithol.* 133 (1): 1-22. – BAYENS, G. (1981): Magpie breeding-success and Carrion crow interference. - *Ardea* 69: 125-139. – BERNARD, A. (1982): An Analysis of Black Grouse nesting and brood habitat in the French Alps. *Proc. Int. Grouse Symp.* 2: 156-172. – BERROW, S.D., KELLY, T.C. & A.A. MYERS (1992): The diet of coastal breeding Hooded Crows *Corvus corone cornix*. *Ecography* 15: 337-346. – BERTHOLD, P. (1976): Ernährung von Singvögeln. *J. Ornithol.* 117 (2): 145-209. – BEZZEL, E. (1980): Beobachtung zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. *Akademie f. Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen, Berichte* 4: 5-11. – BEZZEL, E. (1987): Schutz von Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher - sinnloser Streit? *Vogelschutz* 4: 7-9. – BLAB, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? *Natur und Landschaft*, 67 (3): 419-424. – BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. *Schr.R f. Landschaftspfl. u. Natur-schutz*, Heft 24. Greven: Kilda-Verlag. 478 S. – BÖHMER, A. (1976 a): Zur Struktur der schweizerischen Rabenkrähenpopulation *Corvus corone corone*. *Ornithol. Beob.* 73: 109-136. – BÖHMER, A. (1976 b): Bruterfolg einer kleinen Rabenkrähenpopulation. *Ornithol. Beob.* 73: 136-139. – BOSTRÖM, U. & S. G. NILSSON (1983): Latitudinal gradients and local variations in species richness and structure of bird communities

on raised peat-bogs in Sweden. *Ornis Scand.* 14: 213-226. – BOWMAN, G.B. & L.D. HARRIS (1980): Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *J. Wildl. Manage.* 44 (4): 806-813. – BRADLEY, M.G. & F.T. CHARLES (1978): Experimental analyses of nest predation in an old-field habitat. – *The Auk* 95: 304-312. – BRINDLE, A. (1960): The larvae and pupae of the British Tipulidae. *Transactions of the Society for British Entomology* 14/3. – BROHMER, P., EHRLMANN, P. & G. ULMER (Hrsg.) (1936): *Die Tierwelt Mitteleuropas*. – Bd. VI., Insekten, 3. Teil. Leipzig: Quelle und Meyer. – BUB, H. & H. OELKE. (1980): *Markierungsmethoden für Vögel*. Die Neue Brehm-Bücherei. Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen. 152 S. – BURGESS, R.L. & D. M. SHARPE (Hrsg.) (1981): *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. *Ecological Studies* 41. New York: Springer, 310 S. – BYERS, C.R. & R.K. STEINHORST (1984): Clarifikation of a technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 48 (3): 1050-1053.

CHEESEMAN, C.L. & R.B. MITSON. (eds) (1982): *Telemetric Studies of Vertebrates*. Symposia of the Zoological Society of London. London: Academic Press. 368 S. – CHESNES, R.A., NELSON, M.M. & W.H. LONGLEY (1968): The effect of predator removal on pheasant reproductive success. *J. Wildl. Manage.* 32 (4): 683-697. – CLEMENS, T. (1990): Birkwild. Moorschutz = Artenschutz. Ein Pilotprojekt in Niedersachsen. *Jordsandbuch* Nr. 8. Niederelbe-Verlag. 335 S. – CROZE, H. (1975): Searching image in Carrion Crows. *Z. Tierpsychol., Beih.* 5. 85 S. – CYR, A. (1975): Rabenkrähe schlägt jungen Eichelhäher. *Ornithol. Mitt.* 27 (10/11): 220.

DAVIES, N.B. (1981): Ökologische Fragen zum Territorialverhalten. – In: KREBS, J.R.; DAVIES, N.B. (Hrsg.): *Öko-Ethologie*. Berlin, Hamburg: Parey. 246-272. – DICK, H. (1992): *Habitatnutzung bei Rabenkrähen (Corvus corone corone LINNÉ) im Bereich des Wurzacher Rieds*. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie, Universität Tübingen. 124 S. – DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, *Pica p. pica* (L.), und Nebelkrähe, *Corvus corone cornix* (L.). *Beitr. Vogelkd.*, Jena 26: 305-334. – DUEBBERT, H.F. & H.A. KANTRUD (1974): Upland duck nesting related to land use and predator reduction. *J. Wildl. Manage.* 38 (2): 257-265). – DUEBBERT, H.F. (1980): High duck nesting success in a predator-reduced environment. *J. Wildl. Manage.* 44 (2): 428-437. – DWERNYCHUK, L.W. (1972): How vegetative cover protects duck nests from egg-eating birds. *J. Wildl. Manage.* 36 (3): 955-958.

ELLENBERG, H. (1983): Habicht und Beute. *Allg. Forstzeitschrift* 38 (44): 1195-1201. – ELLENBERG, H. (1987): Fülle - Schwund - Schutz: Was will der Naturschutz eigentlich? *Verh. Ges. Ökol. (Gießen 1986)*, Bd. XVI: 449-459. – ELLENBERG, H. (1989): Verbreitung, Häufigkeit, Produktivität und Verfolgungsraten bei Rabenkrähe, Elster, und Eichelhäher in der Bundesrepublik Deutschland. Stellungnahme im Auftrag des BML zu Fragen über Bejagung und/oder Schutz der „Rabenvögel“. BFH Hamburg. – ERIKSTAD, K.E., BLOM, R. & S. MYRBERGET (1982): Territorial Hooded Crows as predators on Willow ptarmigan nests. *J. Wildl. Manage.* 46 (1): 109-114. – ERLINGER, G. (1974): Die Bestandsentwicklung von Rabenkrähe *Corvus corone* und Elster *Pica pica* nach Einstellung der Jagd im NSG „Hagenauer Bucht“ am unteren

- Inn. Anz. ornithol. Ges. Bayern 13 (2): 245-247. – EPPLE, W. & B. KROYMANN (1987): Zum Schutz der Rabenvögel. Natur und Landschaft 62, 7/8: 288-293.
- FJELD, P.E. & G.A. SONERUD (1988): Food caching, cache recovery, and the use of an egg shell dump in Hooded Crows *Corvus corone cornix*. Ornithol. Scand. 19: 268-274. – FREUDE, H., HARDE, K.W. & G.A. LOHSE (1967): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 7 und 9. Krefeld: Goecke und Evers. – FRUGIS, S., PARMIGIANI, S., PARMIGIANI E. & C. PELLONI (1983): Field experiments on egg predation by Hooded Crow *Corvus corone cornix*. Avocetta 7: 13-24.
- GANZHORN, J.U. (1986): Quantitative aspects of feeding biology of nestling rooks (*Corvus f. frugilegus* L.). Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 8: 49-56. – GATES, J.E. & L.W. GYSEI (1978): Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. Ecology 59 (5): 871-883. – GEORGII, B. (1979): Radiotelemetrie in der Wildbiologie. Z. Jagdwiss. 25: 193-200. – GERMAN, R. (1968): Bad Wurzach. Ein naturkundlicher Führer durch die Umgebung. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 75 S. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1962): Die Brutvögel der Schweiz. Basel. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (Hrsg.) (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. - Bd. 10. Passeriformes. Teil 1. Alaudidae-Hirundinidae. Wiesbaden: Aula-Verl. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (Hrsg.) (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. - Bd. 13. Passeriformes. Teil 3. Corvidae-Sturnidae. Wiesbaden: Aula-Verl. – GÖRANSSON, G., KARLSSON, J., NILSSON, S.G. & S. ULFSTRAND (1975): Predation on birds' nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. Oikos 26: 117-120. – GÖTTLICH, K. (1968): Moorkarte von Baden-Württemberg: Erläuterungen zu Blatt Bad Waldsee L 8124. Stuttgart: Landesvermessungsamt Baden-Württemberg. 73 S. – GRÜN, G. (1972): Zur quantitativen Bestimmung der Nestlingsnahrung bei Singvögeln. - Beitr. Vogelkd. 18: 162-173.
- HARRIS & MURRAY (1978): Birds of St. Kilda. Cambridge. – HEINROTH, O. (1922): Die Beziehungen zwischen Vogelgewicht, Gelegegewicht und Brutdauer. J. Ornithol. 70: 172-285. – HEISE, (1970): Häufiges Brüten der Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*) auf Gittermasten von Hochspannungsleitungen. Ornithol. Mitt. 22 (7): 144-145. – HÖGSTEDT, G. (1981): Effect of additional food on reproductive success in the Magpie (*Pica pica*). J. Anim. Ecol. 50: 219-229. – HOUSTON, D. (1977): The effect of Hooded Crows on hill sheep farming in Argyll, Scotland. The food supply of Hooded Crows. J. appl. Ecol. 14: 1-15. – HÖVEL, S. et al. (1984): Untersuchungen über die Voraussetzungen zur Erhaltung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) in Oberschwaben sowie seiner oberschwäbischen Moorlebensräume. Unveröffentlichte Auftragsarbeit des Ministeriums für ländlichen Raum Baden-Württemberg. 485 S. – HOI, H. & H. WINKLER (1988): Feinddruck auf Schilfbrüter: Eine experimentelle Untersuchung. J. Ornithol. 129: 439-447. – HOI, H. & H. WINKLER (1991): Feinddruck auf Bodennester: Effekte der Habitatkomplexität. J. Ornithol. 132: 215-217. – HOLLDAK, K. & W. GERSS (1985): Zur Methodik von quantitativen Untersuchungen über die Eingriffstärke von Beutegreifern in Beutebestände. Z. Jagdwiss. 31: 229-236. – HOLLDAK, K. & W. GERSS (1988): Die Bedeutung des Arterhaltungswertes (AEW) für die Bewertung der

- Predation. Z. Jagdwiss. 34: 205-211. – HOLYOAK, D. (1967): Breeding biology of the Corvidae. Bird Study 14: 153-168. – HOLYOAK, D. (1968): A comparative study of the food of some British Corvidae. Bird Study 15: 147-153. – HOVESTADT, T., ROESER, J. & M. MÜHLENBERG (1992): Flächenbedarf von Tierpopulationen. Ber. aus der ökol. Forschung, Bd. 1. KFA Jülich., 277 S. – HULBERT, I.A.R. & S. BAUER (1992): Gelegeprädation bei Wasservögeln im Finkenmoos, Lkr. Ravensburg. Schriftenreihe für Ökologie, Jagd und Naturschutz: 9-30.
- JANSEN, W., SPELDA, J. & J. THAM (1993): Faunistischer Fachbeitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet Wurzacher Ried. Institut für Zoologie, Universität Hohenheim. 200 S. – JOHNSON, G.R. & A.T. STANLEY (1990): Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. J. Wildl. Manage. 54 (1): 106-111
- KALCHREUTER, H. (1971): Untersuchungen an Populationen der Rabenkrähe (*Corvus c. corone*). Jh. Ges. Naturkde. Württ. 126: 284-338. – KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Landschaftsökologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes. Habil. Schrift. Vaduz: Diss. Bot. 27. – KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart: Ulmer. 519 S. – KOCH, M. (1991): Wir bestimmen Schmetterlinge. Radebeul: Neumann Verlag. 792 S. – KELLER, H.-U. (Hrsg.) (1990): Das Himmelsjahr 1991. Stuttgart: Franckh-Kosmos. 240 S. – KELLER, H.-U. (Hrsg.) (1993): Das Kosmos Himmelsjahr 1994. Stuttgart: Franckh-Kosmos. 248 S. – KENWARD, R. (1987): Wildlife radio tagging. London: Academic Press. 222 S. – KLAUS, S. (1984): Predation among Capercaillie in a reserve in Thuringia. In: Proc. Int. Grouse Symp. : 334-346. – KLUJVER, H.N. (1933): Bijdrage tot biologie en de ecologie van den Spreeuw (*Sturnus vulgaris vulgaris* L.) gedurende zijn vorortplantingstijd. Versl. Meded. Plantenziektenk. Dienst, Wageningen 69: 1-145. – KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie Bd. 1 und 2. Krefeld, 1989. – KÖNIG, C. (1967): Europäische Vögel. Stuttgart: Belser. 256 S. – KOLBE, U. & J. NEUMANN (1988): Zur Beurteilung unserer Rabenvögel. Falke 35 (10): 321-328. – KRACHT, V., KRAHL, W. & S. METZ (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung - Projekt Wurzacher Ried. Natur und Landschaft 66 (1): 121-137. – KUTTER, H. (1977): Hymenoptera, Formicidae. Schweizerische Entomologische Gesellschaft (Hrsg.). 297 S.
- LOCKIE, J.D. (1955): The breeding and feeding of Jackdaws and Rooks with notes on Carrion Crows and other Corvidae. Ibis 97: 341-369. – LOCKIE, J.D. (1956): The food and feeding behaviour of the Jackdaw, Rook and Carrion Crow. J. Anim. Ecol. 25: 421-428. – LÖHRL, H. (1976): Rabenkrähe schlägt jungen Eichelhäher. Ornithol. Mitt. 28 (1): S.22. – LOMAN, J. (1977): Factors affecting clutch and brood size in the Crow, *Corvus cornix*. Oikos 29: 294-301. – LOMAN, J. & G. GÖRANSSON (1978): Egg shell dumps and crow *Corvus cornix* predation on simulated bird's nests. Oikos 30: 461-466. – LOMAN, J. & S. TAMM (1980): Do roosts serve as „information centers“ for crows and ravens. American Naturalist: 115/2: 285-289. – LOMAN, J. (1984): Breeding

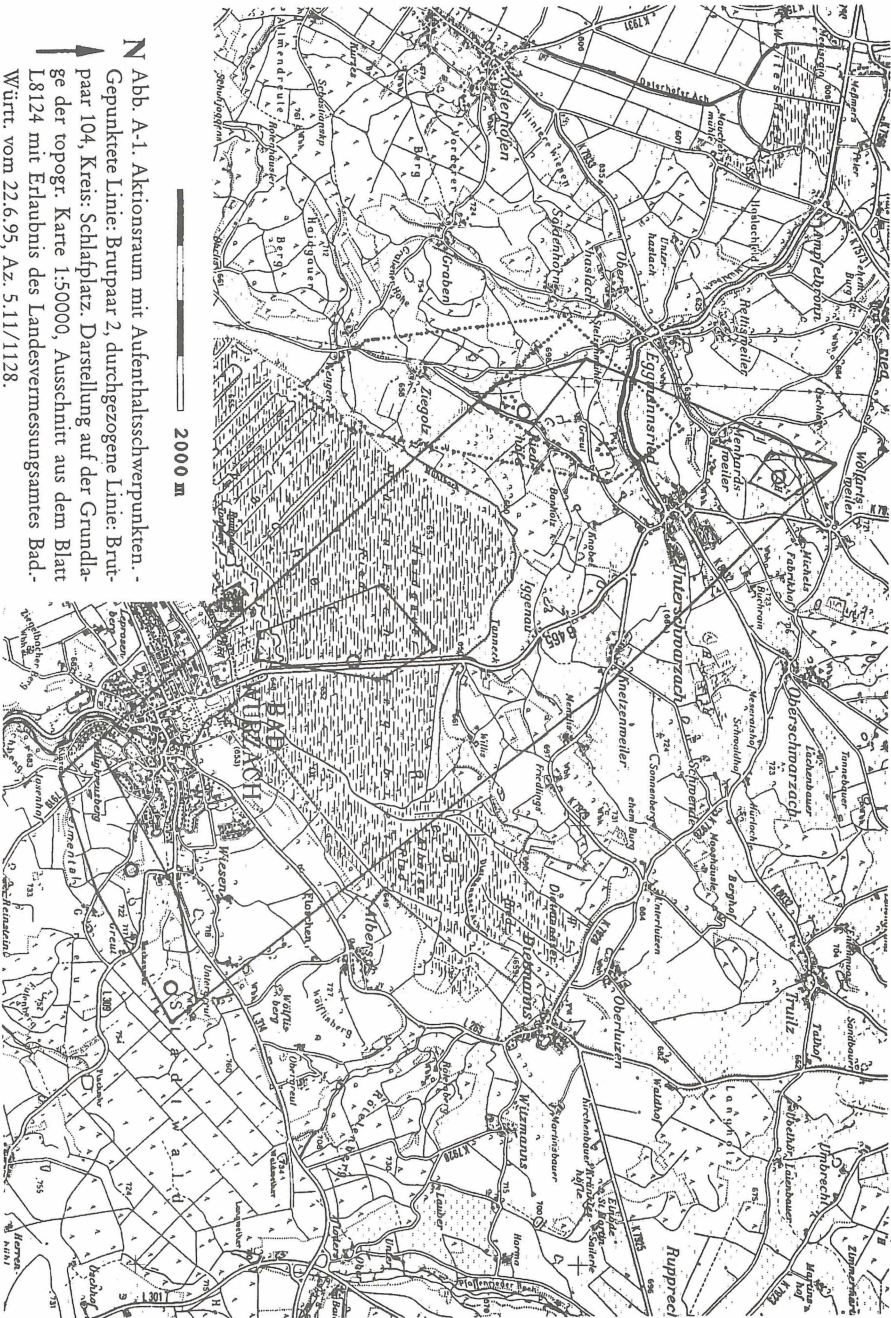
- success in relation to parent size and experience in a population of the Hooded Crow. *Ornis Scand.* 15: 183-187. – LORENZ (1988): *Biometrie. Grundbegriffe der Biometrie.* Stuttgart, New York: G. Fischer Verlag. 241 S.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): *The theory of island biogeography.* Princeton, N.Y.: Princeton University Press. 203 S. – MADER, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. – *Natur und Landschaft* 55 (3): 91- 96. – MADER, H.-J. (1983): Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen? *Natur und Landschaft* 58 (10): 367-370. – MARCSTRÖM, V. (1987): The effects of predation on Grouse populations. In: *Proc. Int. Grouse Symp.* 4: Cap.1. – MAURER, R. & A. HÄNGGI (1990): *Katalog der schweizerischen Spinnen. Documenta Faunistica helvetiae* 12. Schweizerischer Bund für Naturschutz. – MELDE, M. (1984): Raben- und Nebelkrähe (*Corvus corone*). Die Neue Brehm-Bücherei. Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen. 115 S. – MEURY, R. (1991): Zur Nahrungsökologie des Baumpiepers *Anthus trivialis* in einem Landwirtschaftsgebiet des schweizerischen Mittellandes. *Ornithol. Beob.* 88: 57-72. – MICKOLEIT, G. (o. J.): Unveröffentlichte Bestimmungstabellen, Zoologisches Institut, Universität Tübingen. – MOELLER, A.P. (1982): Characteristics of Magpie *Pica pica* territories of varying duration. *Ornis Scand.* 13: 94-100. – MOELLER, A.P. (1983): Habitat selection, flocking and feeding behaviour of Hooded Crows *Corvus corone*. *Ornis Fennica* 60: 105-111. – MOELLER, A.P. (1988): Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53: 215-221. – MONTEVECCHI, W.A. (1976): Egg size and the egg predatory behaviour of crows. *Behaviour* 57: 307-320. – MÜHLENBERG, M. (1983): Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. *Natur und Landschaft* 58 (2): 43-50. – MÜHLENBERG, M. (1985): Verkleinerung der Lebensräume von Pflanzen und Tieren durch Zerschneidung der Kulturlandschaften. *Forschungen zur Raumentwicklung* 14: 93-104. – MÜHLENBERG, M. (1989): *Freiland-ökologie.* Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer. 430 S. – MÜLLER, F. (1984): The loss of Capercaillie clutches - an evaluation of a ten year study on simulated nests in the western Rhön Mountains (W. Germany). *Proc. Int. Grouse Symp.* 3: 347-350. – MÜLLER, P. (1988): Stellungnahme zum „Rahmann-Gutachten“. Universität des Saarlandes. 35 S. – MYRBERGET, S., KRIGSVOL, P. & K.E. ERIKSTAD (1976): An experiment to reduce the numbers of crows. *Sterna* 15: 127-132. – MYRBERGET, S. (1982): Hooded Crows *Corvus corone cornix* on a small island. 1960-1980. *Fauna* 35: 8-10.
- NAEF-DAENZER, L. (1984 a): Arteigene Angstschreie zum Verjagen von Rabenkrähen (*Corvus corone corone*): Ein Pilotversuch bei einer Kehrlichtdeponie. *Z. Jagdwiss.* 30: 117-123. – NAEF-DAENZER, L. (1984 b): Versuch zum Verjagen von Rabenkrähen (*Corvus corone corone*) von sprießenden Maisfeldern. *Z. Jagdwiss.* 30: 184-192. – NEUBAUER, S. & T. WEINERT (1990): *Pflegekonzeption Gründlenried-Rötseemoos.* BNL Tübingen. 34 S. – NOL, E. & R.J. BROOKS (1982): Effects of predator exclosures on nesting success of Killdeer. *J. Field ornithol.* 53 (3): 263-268.
- OELKE, H. (1977): *Methoden der Bestandserfassung von Vögeln: Nestersuche - Revierkartierung.* *Ornithol. Mitt.* 29/8: 151-163.

- PARKER, H. (1984): Effect of Corvid removal on reproduction of Willow Ptarmigan and Black Grouse. *J. Wildl. Manage.* 48 (4): 1197-1205. – PFADENHAUER, J., KRÜGER, G.-M. & E. MUHR (1990): Ökologisches Entwicklungskonzept Wurzacher Ried. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Stuttgart. Institut für Geobotanik. TU München: 304 S. – PICMAN, J. (1988): Experimental study of predation on eggs of ground-nesting birds: effects of habitat and nest distribution. *The Condor* 90: 124-131. – PICOZZI, N. (1975 a): A study of the Carrion/Hooded Crow in northeast Scotland. *Brit. Birds* 68: 409-419. – PICOZZI, N. (1975 b): Crow predation on marked nests. *J. Wildl. Manage.* 39 (1): 151-155. – PRIEDE, G.I. (1992): Wildlife telemetry: an Introduction. - In: PRIEDE, G.I. & S.M. SWIFT (eds.): *Wildlife Telemetry. Remote Monitoring and Tracking of Animals*. New York: Ellis Howard. 708 S. – PRINZINGER, R. & K. HUND (1981): Untersuchungen über die ökologischen Ansprüche an den Nistbiotop bei Elster *Pica pica* und Rabenkrähe *Corvus corone corone*. - *Ökologie der Vögel (Ecol. Birds)* 3: 249-259.
- RAHMANN, H.; RAHMANN, M., HILDENBRAND, H. & J. STORM (1988): Zur Ökologie und Schadwirkung von Eichelhäher, Elster, und Rabenkrähe. Gutachten für das Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg. Stuttgart-Hohenheim. 153 S. – REARDEN, J.D. (1951): Identification of waterfowl nest predators. *J. Wildl. Manage* 15 (4): 386-395. – REICHEGGER, M. & G. DECHERT (1985): Pflegekonzeption Taufach-Fetzach-Moos. BNL Tübingen. – REYNOLDS, J. (1989): Crow and Magpie control: The use of call birds in cage traps. *Game Conservancy Review*: 48-49. – RICHNER (1989): Habitat-specific growth and fitness in Carrion Crows (*Corvus corone corone*). *J. Anim. Ecol.* 58: 427-440. – RICHNER (1991): Identifikation der ethologisch bedeutungsvollen Faktoren im Arten- und Habitatschutz. *Ornithol. Beob.* 88: 243-252. – RICHTER, H. (1958): Untersuchungen an einer Aaskrähenpopulation in Mittelmecklenburg. - *Abh. Ber. Mus. Tierk. Dresden* 23: 219-240.
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik*. - Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Springer. 552. S. – SAS/STAT (1987): *Guide for Personal Computers*. Cary. – SCHALL, R. (1989): Aktionsraum und Habitatnutzung des Habichts (*Accipiter gentilis*) im Bereich zweier schwäbischer Moorgebiete. Dipl.arbeit, Fakultät für Biologie, Universität Tübingen. – SCHNEIDER, P.A. (1993): *Ornithologia wurzachiensis*. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg. Bd. 8. – SCHOBER, F. (1986): Telemetrische Ortungsverfahren und ihre Grenzen in der wildbiologischen Forschung. *Z. Jagdwiss.* 32: 65-75. – SCHUSTER, S. et al. (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee (Hrsg.). – SCHWERDTFEGER, F. (1978): *Lehrbuch der Tierökologie*. Hamburg, Berlin: Parey. 384 S. – SIBLEY, C.G., AHLQUIST, J.E. & B.L. MONROE (Jr.) (1988): A classification of the living birds of the world based on DNA-DNA-Hybridization studies. *Auk* 105: 409-423. – SIEFKE, A. (1989): Zur Rolle der Prädatoren in Küstenvogelreservaten der DDR. *Beitr. Vogelkd.* 35: 36-51. – SLAGSVOLD, T. (1978): Is it possible to reduce a dense Hooded Crow *Corvus corone cornix* population in a woodland area and what does it cost? *Cinclus* 1: 37-47. – STORAAS, T., WEGGE, P. & B.B. LARSEN (1982): Nest predation among Capercaillie and

- Black Grouse as affected by habitat location and cover. In: Proc. Int. Grouse Symp. 2: 131-137. – STORAAS, T. & P. WEGGE (1984): High Nest losses in Capercaillie and Black Grouse in Norway. In: Proc. Int. Grouse Symp. 3: 481-492. – STORAAS, T. (1988): A comparison of losses in artificial and naturally occurring Capercaillie nests. J. Wildl. Manage. 52 (1): 123-126. – STRAUSS (1990): Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Birkwildes (*Tetrao tetrix* (L.)) in Baden-Württemberg. Unveröffentlichte Werkvertragsarbeit für den Landesjagdverband Baden-Württemberg. 81 S. – STREBEL, S. (1991): Bruterfolg und Nahrungsökologie der Dohle *Corvus monedula* im Schloß Murten FR. Ornithol. Beob. 88: 217-242. – STRESEMANN, E. (1988): Exkursionsfauna. Band 2/2. Berlin: Volk und Wissen. 424 S. – STRESEMANN, E. (1989 a): Exkursionsfauna. Band 2/1. Berlin: Volk und Wissen. 504 S. – STRESEMANN, E. (1989 b): Exkursionsfauna. Band 3. Berlin: Volk und Wissen. 370 S. – STUDER-THIERSCH, A. (1984): Zur Ernährung der Rabenkrähe *Corvus corone* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 81: 29-44. – SUDGEN, L.G. & G.W. BEYERSBERGEN (1986): Effect of density and concealment on American crow predation of simulated duck nests. J. Wildl. Manage. 50: 9-14. – SULLIVAN, B. & J.J. DINSMORE (1980): Factors affecting egg predation by American crows. J. Wildl. Manage. 54 (3): 433-437.
- TENUOVO, R. (1963): Zur brutzeitlichen Biologie der Nebelkrähe im äußeren Schärenhof Finnlands. Ann. Zool. Soc. Vanamo 25 (5): 1-147. – THEOWALD, B. (1967): Familie Tipulidae (Diptera, Nematocera). Larven und Puppen. Bestimmungsbücher zur Bodenfauuna Europas. Lieferung 7. Berlin: Akademie-Verlag. – THOR, G. (1988): Homeranges und Habitatnutzung von Rehen im Nationalpark Bayerischer Wald. Dipl.arbeit, Fakultät für Biologie, Universität München. – TINBERGEN, N., IMPEKOVEN, M. & D. FRANCK (1976): An experiment on spacing-out as a defence against predation. Behaviour 28: 307-321. – TOMIALOJC, L. (1978): The influence of Predators on breeding Woodpigeons in London parks. Bird study 25: 2-10. – TOMIALOJC, L. (1979): The impact of predation on urban and rural Woodpigeon (*Columba palumbus*) populations. - Pol. ecol. Stud. 5 (4): 141-220. – TOMPA, F.S. (1975): A preliminary investigation of the Carrion Crow *Corvus corone* problem in Switzerland. Ornithol. Beob. 72: 181-198. – TOMPA, F.S. (1976): Zum Rabenkrähenproblem in der Schweiz. Ornithol. Beob. 73: 195-208. – TRAPPER, S., POTTS, D., REYNOLDS, J., STOATE & M. BROCKLESS (1989): The Salisbury Plain experiment - Year six. Game Conservancy Review: 42-47. – TRAPPER, S., REYNOLDS, J. & M. SWAN (1992): The Larsen Trap. Game Conservancy Review: 93-94.
- VINES, G. (1981): A socio-ecology of Magpies *Pica pica*. Ibis 123: 190-202.
- WILCOVE, D.S. (1985): Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. Ecology 66 (4): 1211-1214. – WILCOVE, D.S., McLELLAN, C.H. & A.P. DOBSON (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. - S. 237-256 in SOULÉ, M.E. (Ed.), Conservation biology. The science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. USA. – WITTENBERG, J. (1968): Freilanduntersuchungen zu Brutbiologie und Verhalten der Rabenkrähe (*Corvus c. corone*). Zool. Jb. Syst. 95: 16-146. – WITTENBERG, J. (1978): Zur Frage der Artenschutzregelung

für Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher. Natur und Landschaft 53 (9): 285-288. – WITTENBERG, J. (1988): Langfristige Entwicklung einer Population der Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) bei Braunschweig, ihre Zusammensetzung und ihr Einfluß auf andere Arten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 53: 211-223. YAHNER, R.H. & A.L. WRIGHT (1985): Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. J. Wildl. Manage. 49 (2): 508-513. – YAHNER, R.H. (1988): Changes in wildlife communities near edges. Conservation Biology 2 (4): 333-338. – YAHNER, R.H. & D.P. SCOTT (1988): Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. - J. Wildl. Manage. 52 (1): 158-161. – YOM-TOV, Y. (1974): The effect of food and Predation on breeding density and success, clutch size and laying date of the crow (*Corvus corone* L.). J. Anim. Ecol. 43: 479-498. – YOM-TOV, Y. (1975): Food of nestling crows in Northeast Scotland. Bird Study 22/1: 47-51. ZACH, R. (1979): Shell dropping: decision making and optimal foraging in Northwestern crows. Behaviour 68: 106-117.

9. Anhang



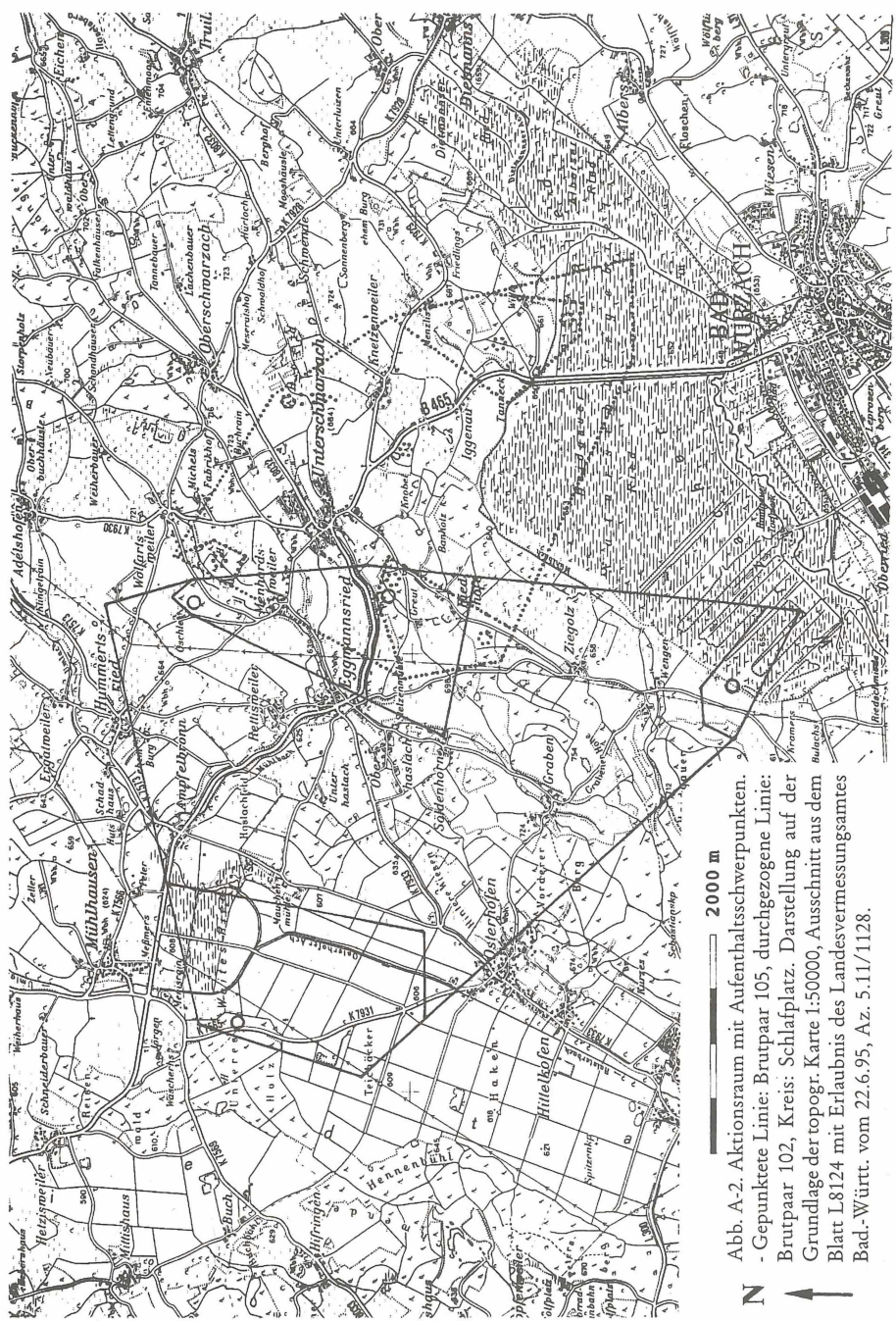
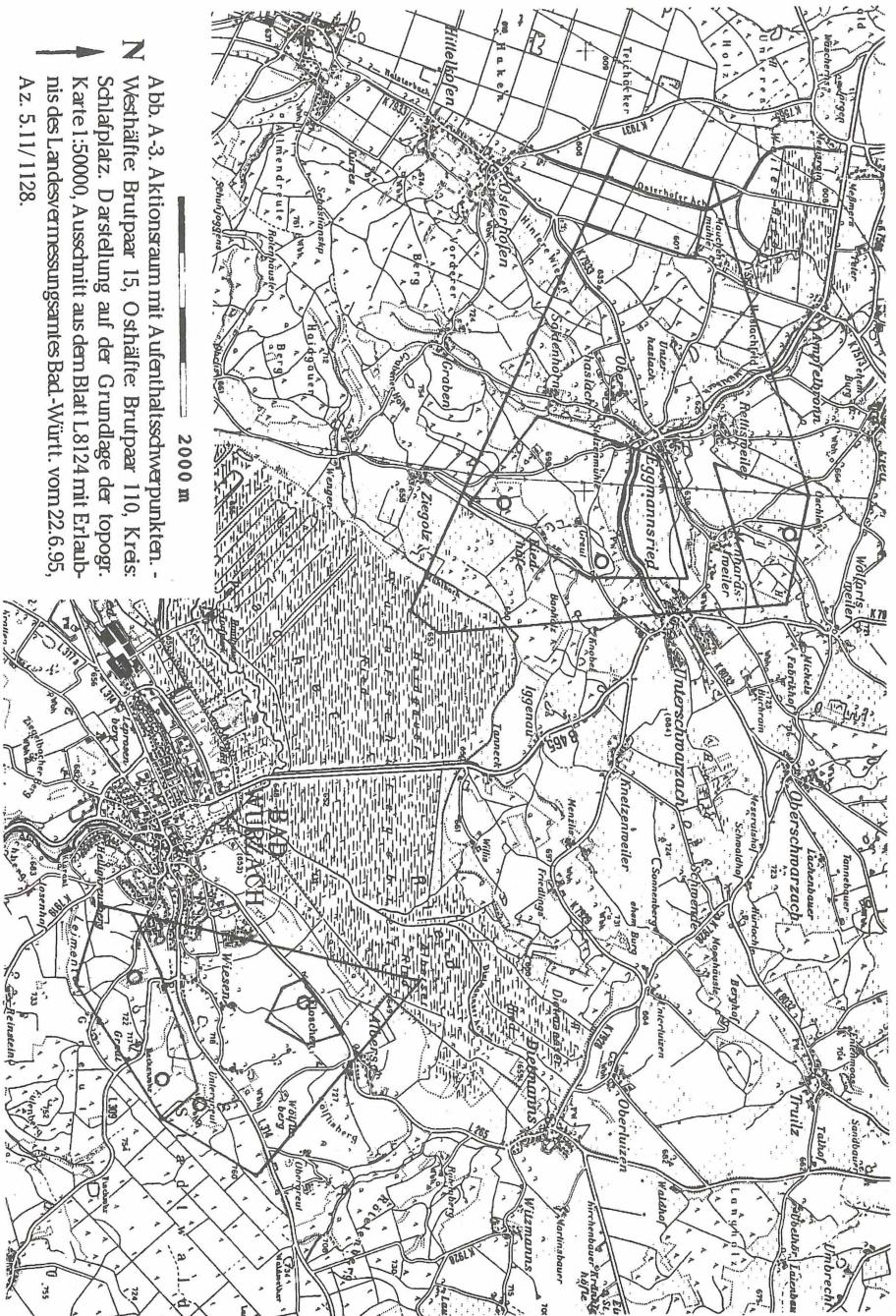


Abb. A-2. Aktionsraum mit Aufenthaltsschwerpunkten.
- Gepunktete Linie: Brutpaar 105, durchgezogene Linie: Brutpaar 102, Kreis: Schlafplatz. Darstellung auf der Grundlage der topogr. Karte 1:50000, Ausschnitt aus dem Blatt L8124 mit Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Bad.-Württ. vom 22.6.95, Az. 5.11/1128.



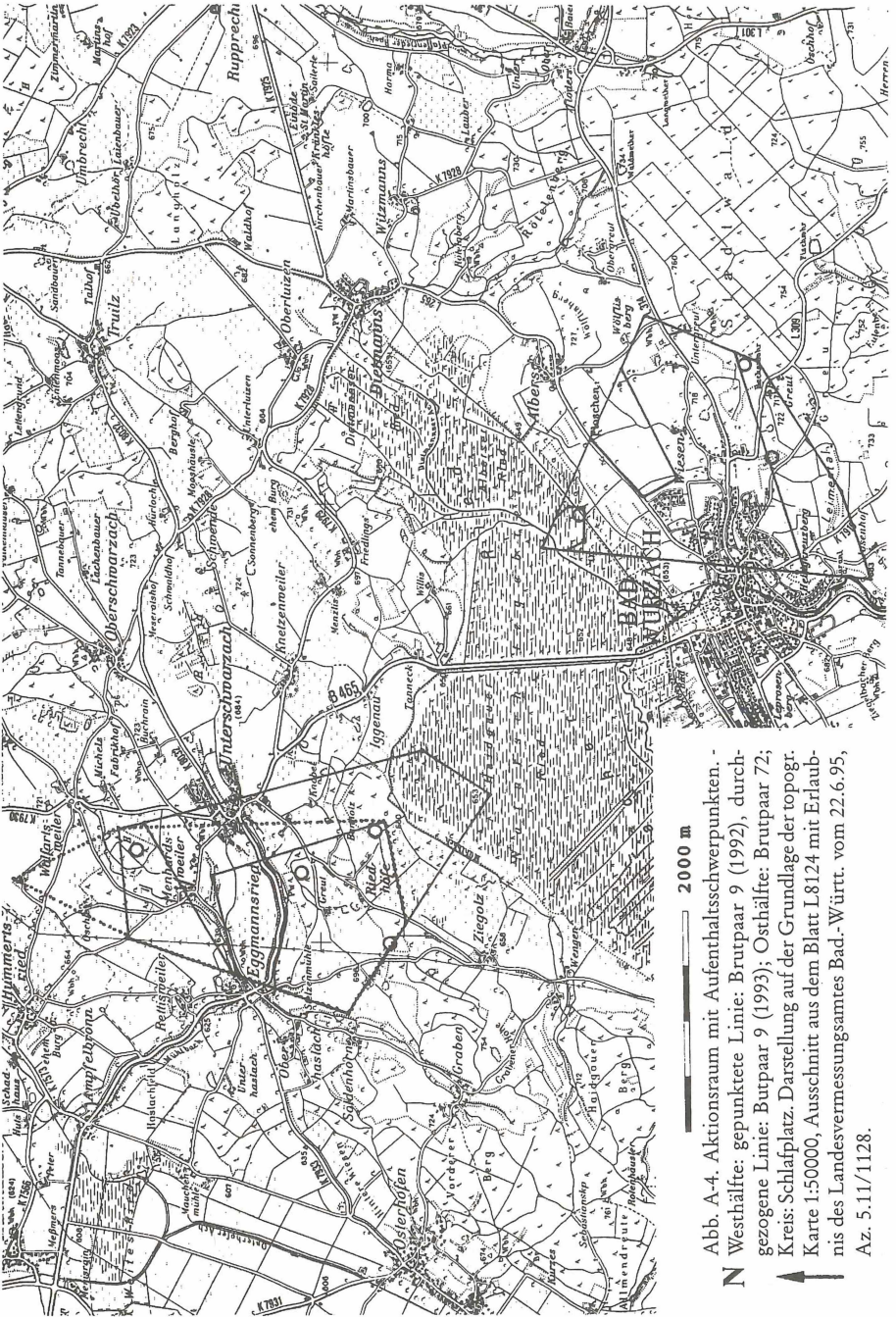
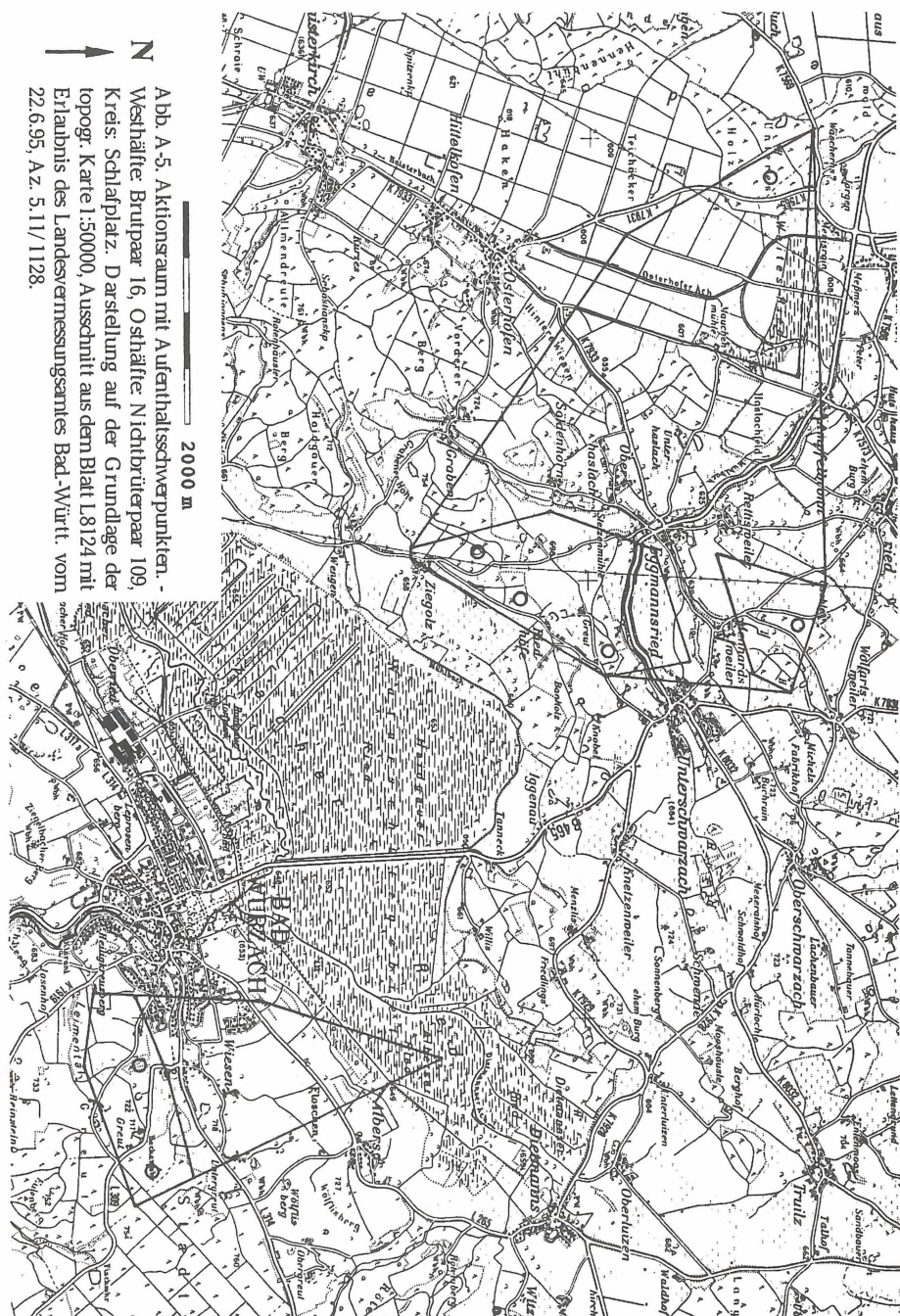


Abb. A-4. Aktionsraum mit Aufenthaltsschwerpunkten. -
N Westhölzle: gepunktete Linie: Brutpaar 9 (1992), durch-
gezogene Linie: Brutpaar 9 (1993); Osthälfe: Brutpaar 72;
Kreis: Schlafplatz. Darstellung auf der Grundlage der topogr.
Karte 1:50000, Ausschnitt aus dem Blatt L8124 mit Erlaub-
nis des Landesvermessungsamtes Bad.-Württ. vom 22.6.95,
Az. 5.11/1128.



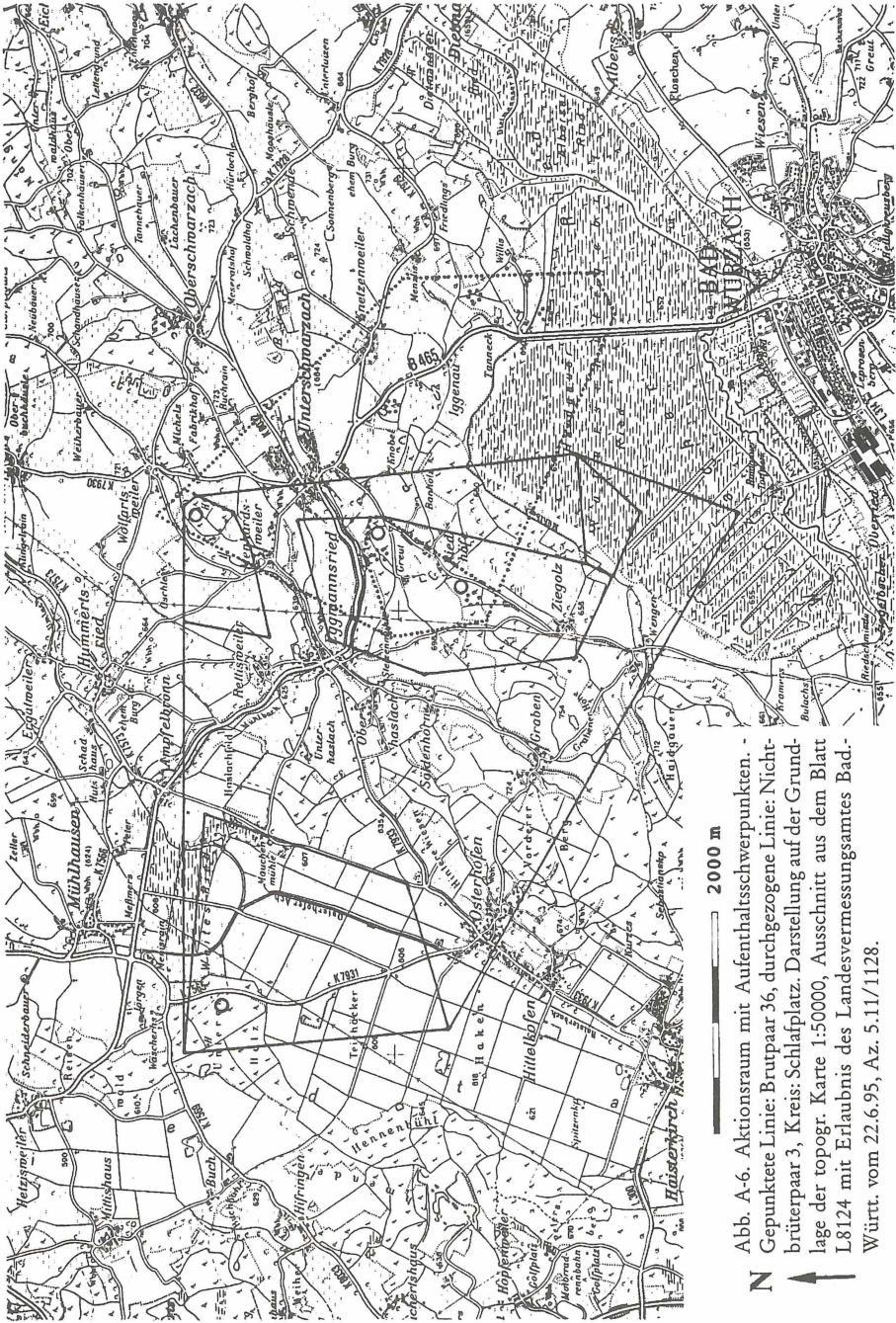


Abb. A-6. Aktionsraum mit Aufenthaltsschwerpunkten. -
Gepunktete Linie: Bruppar 36, durchgezogene Linie: Nicht-
brüterpaar 3, Kreis: Schlafplatz. Darstellung auf der Grund-
lage der topogr. Karte 1:50000, Ausschnitt aus dem Blatt
L8124 mit Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Bad-
Württ. vom 22.6.95, Az. 5.11/1128.

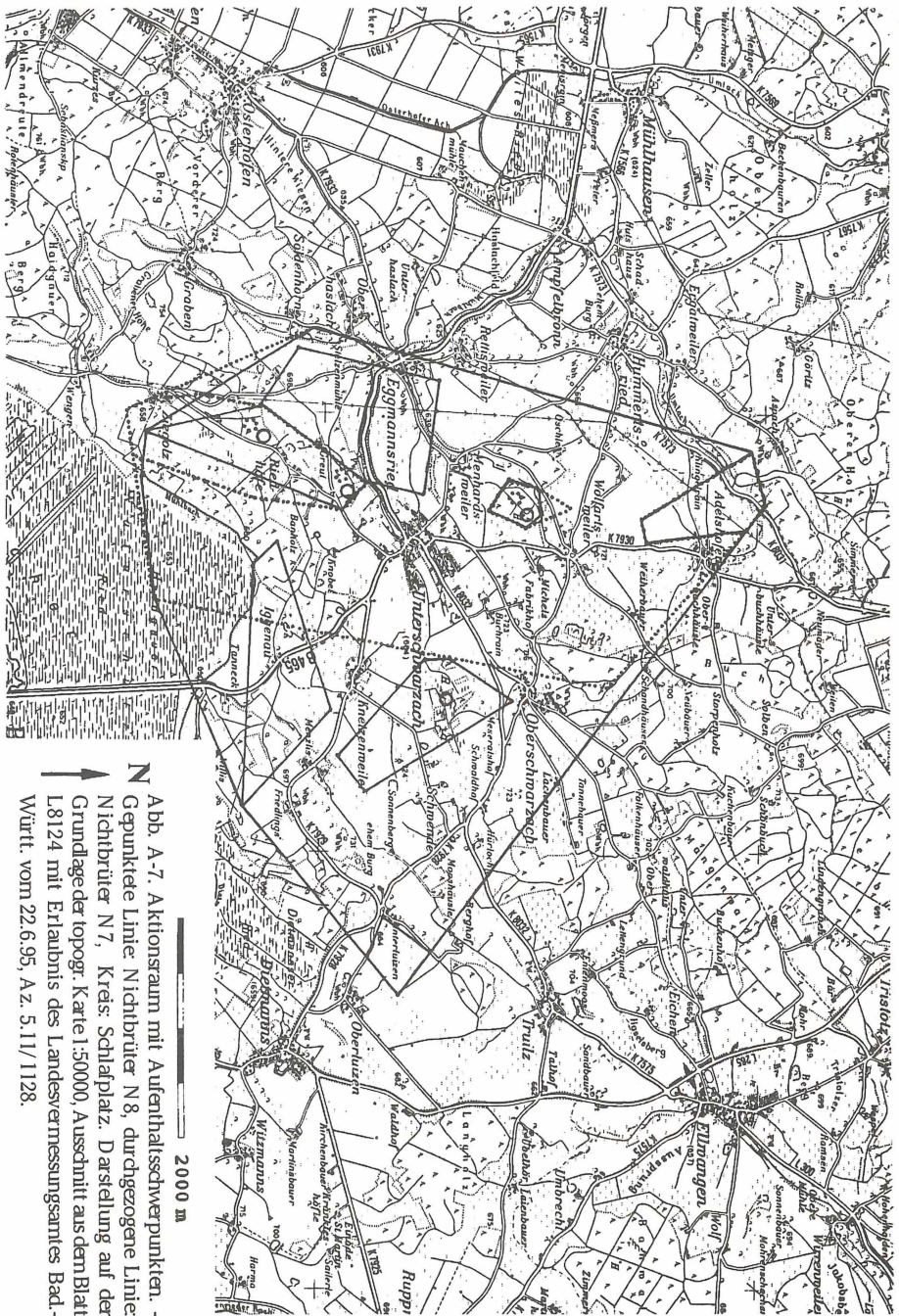


Abb. A-7. Aktionsraum mit Aufenthaltsschwerpunkten. - Gepunktete Linie: Nichtbrüter N7, durchgezogene Linie: Nichtbrüter N8, gestrichelte Linie: Nichtbrüter N9. Kreis: Schlupplatz. Darstellung auf der Grundlage der topogr. Karte 1:50000, Ausschnitt aus dem Blatt L8124 mit Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg vom 22.6.95, Az. 5.11/1128.



Abb. A-8. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 104 während der Fortpflanzungszeit.

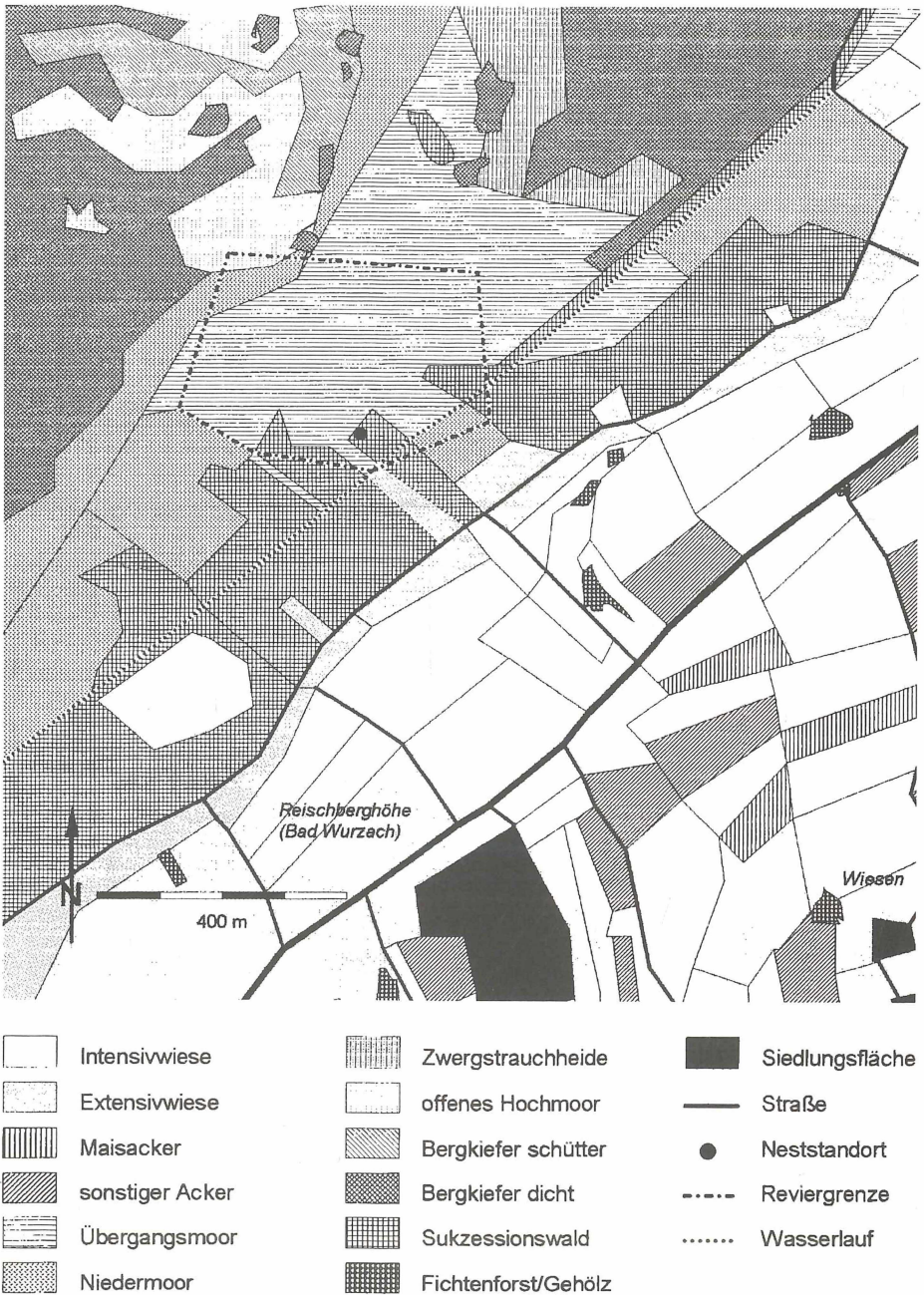


Abb. A-9. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 72 während der Fortpflanzungszeit.

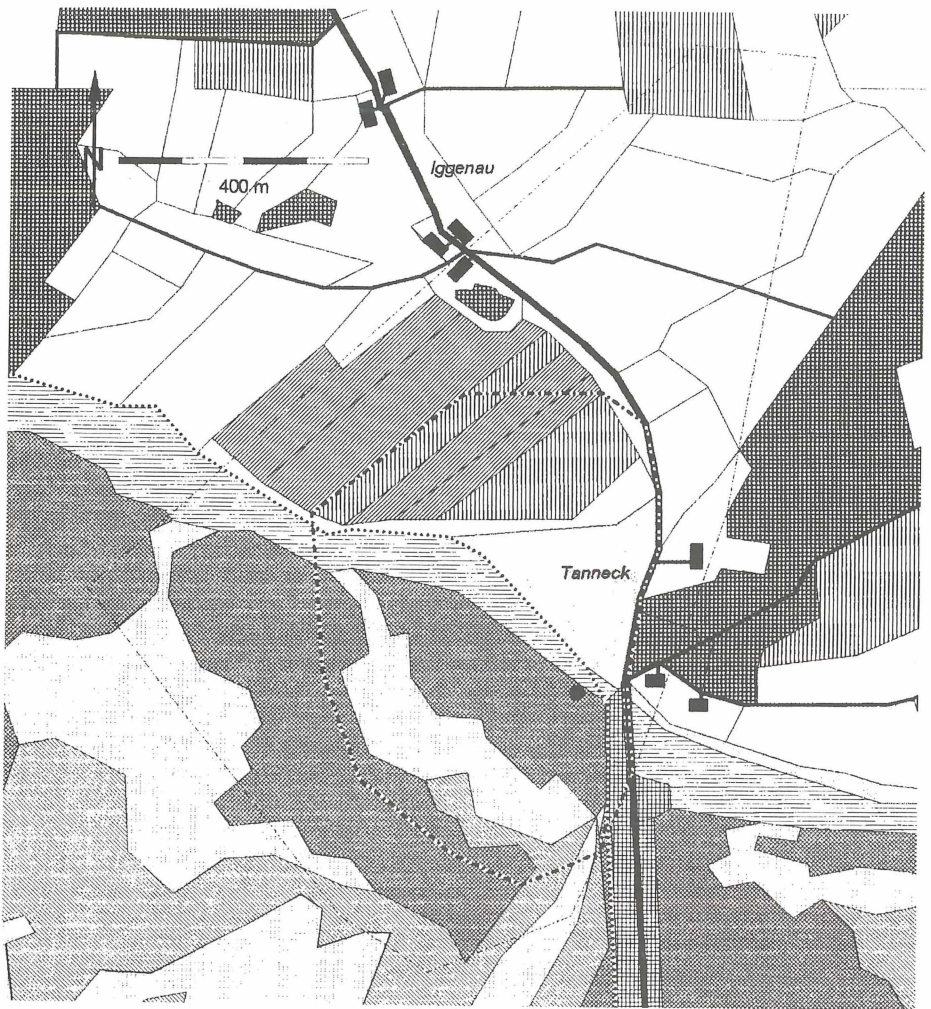


Abb. A-10. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 17 während der Fortpflanzungszeit.

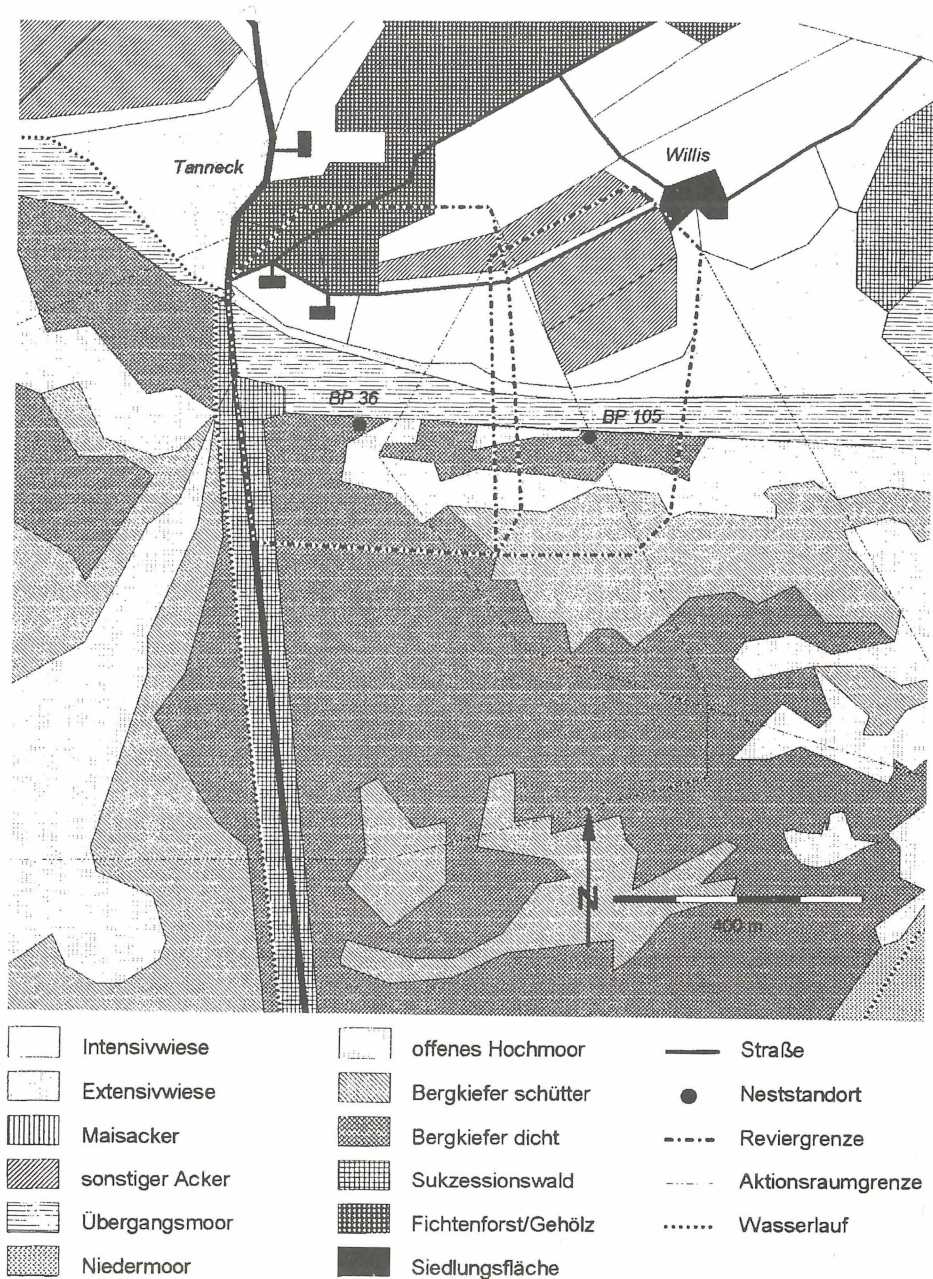


Abb. A-11. Revier und Aktionsraum der Brutpaare 36 und 105 während der Fortpflanzungszeit.

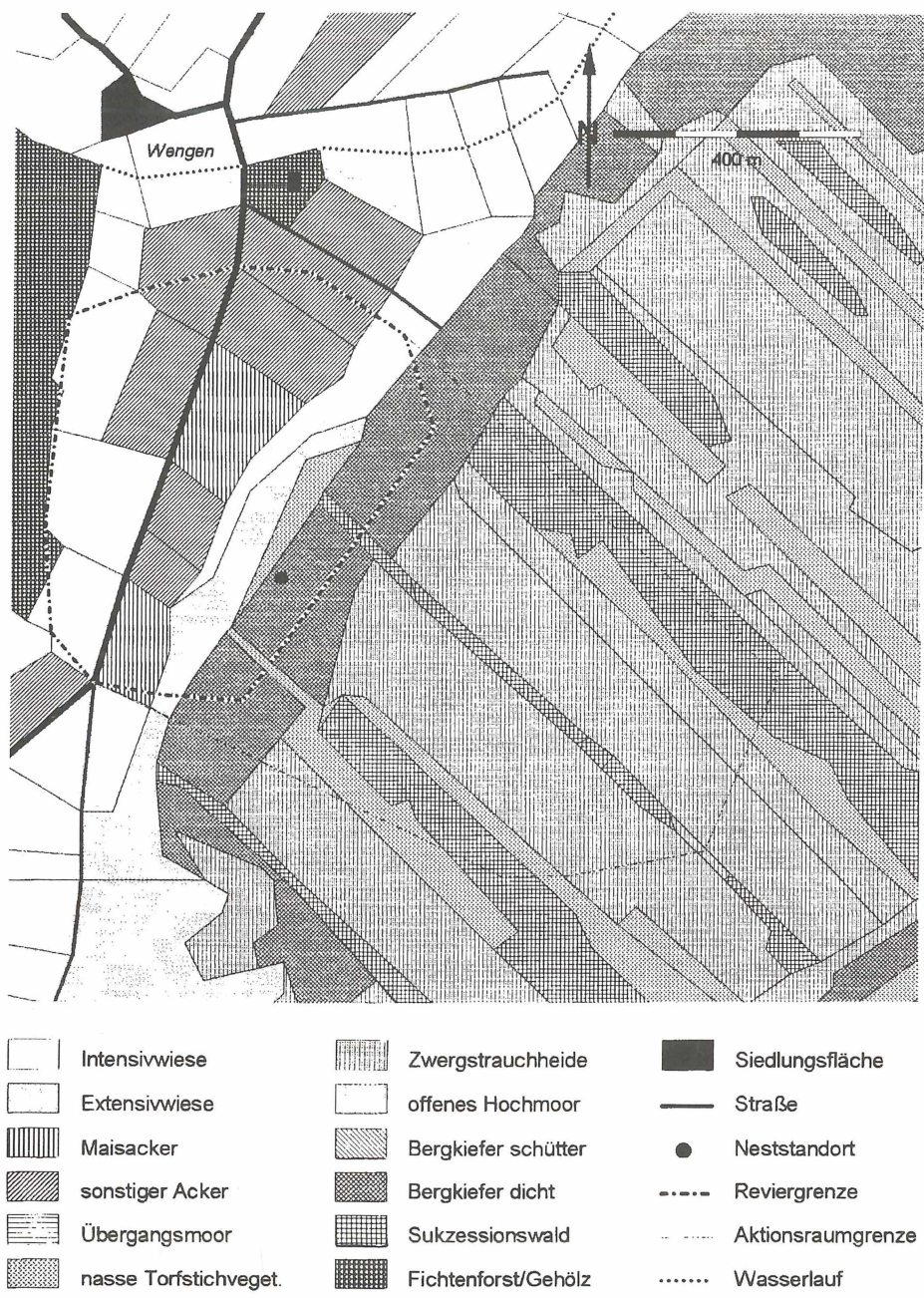


Abb. A-12. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 102 während der Fortpflanzungszeit.

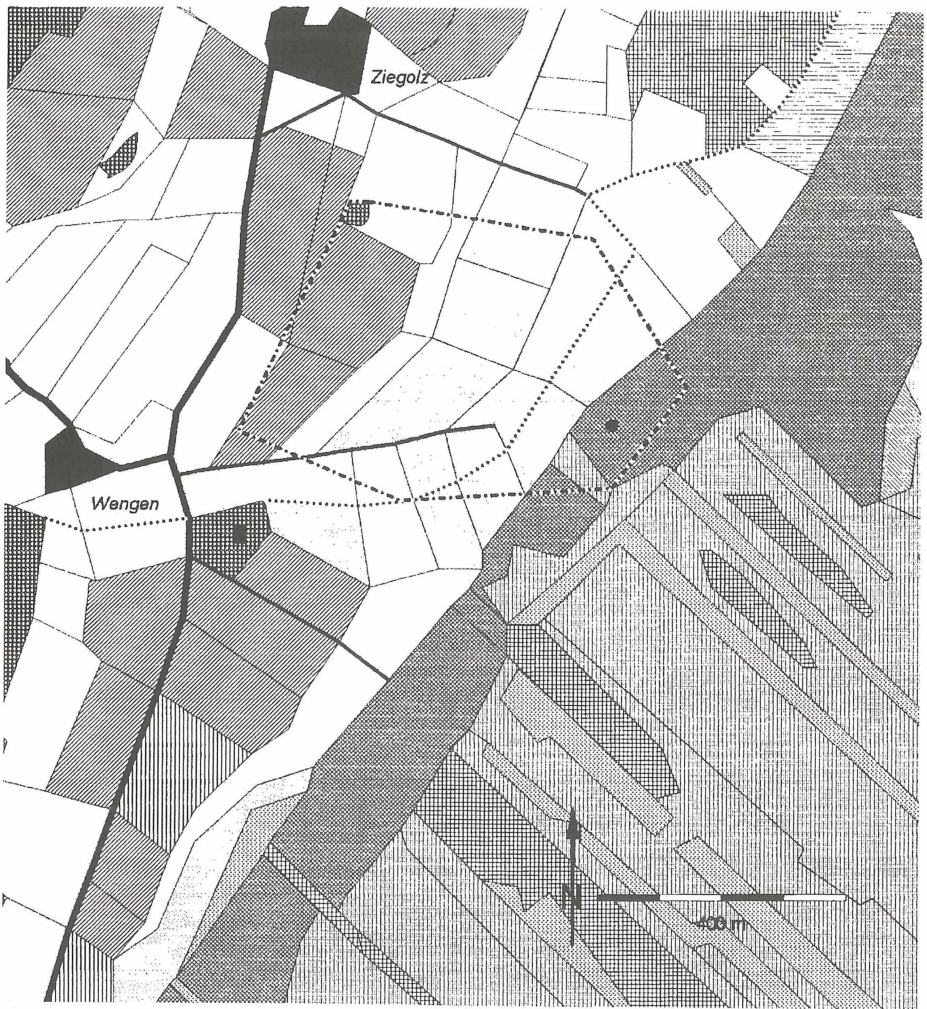


Abb. A-13. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 2 während der Fortpflanzungszeit.



Abb. A-14. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 9 während der Fortpflanzungszeit.

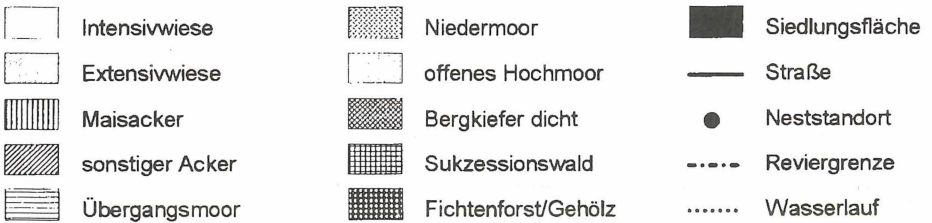


Abb. A-15. Revier und Aktionsraum der Brutpaare 15 und 16 während der Fortpflanzungszeit.

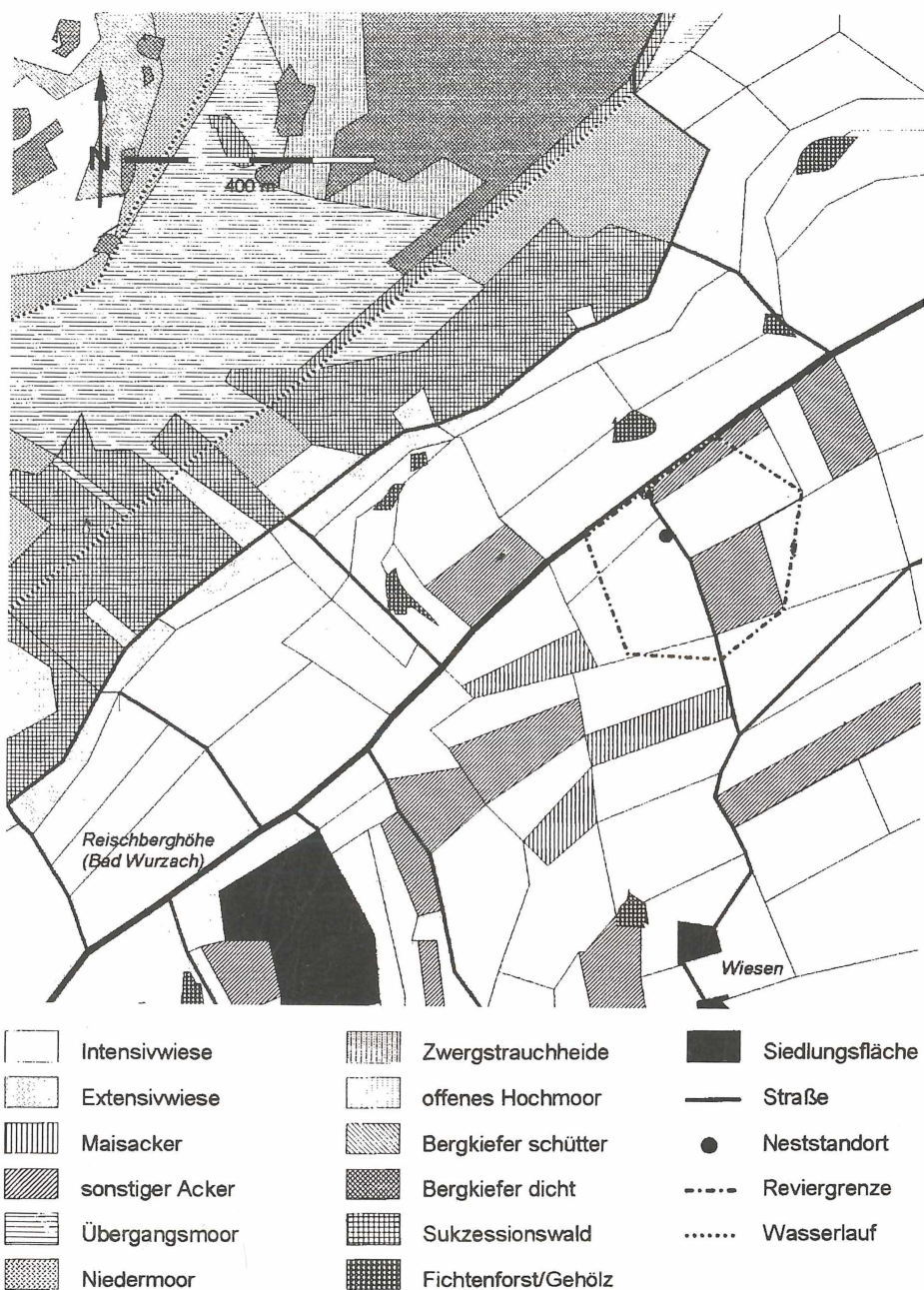


Abb. A-16. Revier und Aktionsraum von Brutpaar 110 während der Fortpflanzungszeit.

Tab. A-1. Nestlingsnahrung. - Angegeben ist die Individuenzahl von adulten Tieren, sofern nichts anderes vermerkt ist.

Brutpaar-Nr.	17	17	72	9	102	2	105
Jahr	91	92	92	92	93	94	94
Probenzahl	72	6	42	41	24	34	4
Individuenzahl	2126	112	1346	732	452	187	6
Gesamtgewicht (g)	308	20	149	155	104	108	9
Oligochaeta							
<i>Lumbricidae</i> (Regenwürmer)	+	+	+	+	+	+	
<i>Hirudinea</i> (Blutegel)				+	+		+
<i>Bivalvia</i> (Muscheln)							
<i>Sphaeriidae</i> (Kugelmuscheln)							
<i>Sphaerium corneum</i> LINNAEUS			1	13			
<i>Gastropoda</i> (Schnecken)							
<i>Lymnaeidae</i> (Schlammschnecken)							
<i>Radix ovata</i>		2					
<i>Stagnicola cf. palustris</i>			7	4			
Bruchstücke			1	1			
<i>Isopoda</i> (Asseln)							
cf. <i>Trichoniscidae</i>				8			
Bruchstücke				1			
<i>Araneae</i> (Webspinnen)							
<i>Araneidae</i> (Radnetzspinnen)							
<i>Larinioides cornutus</i> CLERCK	6	2	21				
<i>Gnaphosidae</i>							
<i>Drassodes lapidosus</i> (WALCKENAER)			1				
<i>Gnaphosa nigerrima</i> L. KOCH	5	1	4				
<i>Gnaphosa bicolor</i> HAHN	1	1					
<i>Gnaphosa spec.</i>		1	1				
<i>Lycosidae</i> (Wolfsspinnen)							
<i>Alopecosa cuneata</i> CLERCK				1			
<i>Alopecosa pulverulenta</i> CLERCK	21	1	18		1	1	
<i>Alopecosa spec.</i>	2						
<i>Arctosa leopardus</i> SUNDEVALL				2	8	1	
<i>Pardosa amentata</i> CLERCK				5		4	
<i>Pardosa palustris</i> LINNAEUS				9	15	1	
<i>Pardosa pullata</i> CLERCK	1			2			
<i>Pardosa sphagnicola</i> DAHL	1			3			
<i>Pardosa spec.</i>	1						
<i>Pirata hygrophilus</i> THORELL					1		
<i>Pirata piraticus</i> CLERCK					4	1	
<i>Tricca lamperti</i> DAHL	7	1	1				

<i>Trochosa spinipalpis</i> F.O.P.-CAMPRIDGE	11		11	3	
<i>Trochosa spec.</i>				2	
<i>Xerolycosa nemoralis</i> WESTRING	1				
<i>Lycosidae</i> (Bruchstücke)			4		1
<i>Philodromidae</i> (Laufspinnen)					
<i>Tibellus maritimus</i> MENGE	1				
<i>Pisauridae</i> (Raubspinnen)					
<i>Dolomedes fimbriatus</i> CLERCK			24	3	3
<i>Pisaura mirabilis</i> CLERCK	3	1			
<i>Salticidae</i> (Springspinnen)					
<i>Sitticus floricola</i> C.L. KOCH				3	
<i>Thomisidae</i> (Krabbenspinnen)					
<i>Xysticus cristatus</i> CLERCK					2
<i>Xysticus ulmi</i> HAHN		1			
<i>Diplopoda</i> (Doppelfüßer)					
<i>Iulidae</i> (Schnurfüßer)	+				1
<i>Polydesmidae</i> (Bandfüßer)					1
Bruchstücke			+		
<i>Collembola</i> (Springschwänze)					1
<i>Odonata</i> (Libellen)					
<i>Aeshnidae</i> (Edellibellen)					
<i>Aeshna subarctica</i> WALKER			1		
<i>Corduliidae</i> (Falkenlibellen)					
<i>Somatochlora arctica</i> ZETTERSTEDT Larve	1				
cf. <i>Cordulia aenea</i> LINNAEUS		1			
<i>Libellulidae</i> (Segellibellen)					
cf. <i>Libellula quadrimaculata</i> LINNAEUS			3		
<i>Leucorrhinia dubia</i> VANDERLINDEN					1
Bruchstücke					3
<i>Dermaptera</i> (Ohrwürmer)				1	
<i>Caelifera</i> (Kurzfühlerschrecken)					
<i>Tetrigidae</i> (Dornschröcken)					
<i>Tetrix bipunctata</i> -Gruppe				1	
<i>Heteroptera</i> (Wanzen)					
<i>Gerridae</i> (Wasserläufer)					
<i>Gerris spec.</i>					2
<i>Pentatomidae</i> (Baumwanzen)					
cf. <i>Amyotinae</i>			1		
<i>Eurygaster testudinaria</i> GOEFFROY	7	7	84	20	
<i>Eurygaster/Ochropleurus</i>			51		
cf. <i>Odontotarsus</i>			5		
<i>Rhacognathus punctatus</i> LINNAEUS		4	6	4	
unbestimmte Spezies	5	2	9		3

Megaloptera (Schlammfliegen)

Sialidae

Sialis flavilatera LINNAEUS

168

6

8

Coleoptera (Käfer)

Byrrhidae (Pillenkäfer)

Cytillus sericeus FORSTER

1

1

154

1

Carabidae (Laufkäfer)

Amara lunicollis LINNAEUS

8

Carabus cancellatus ILLIGER

2

Carabus granulatus LINNAEUS

1

6

Carabus monilis FABRICIUS

1

2

Nebria brevicollis FABRICIUS

3

2

Poecilus versicolor STURM

10

3

Pterostichus anthracinus ILLIGER

2

Pterostichus melanarius ILLIGER

8

Pterostichus nigrita PAYKULL

1

Pterostichus strenuus PANZER

1

unbest. Spezies

1

1

Bruchstücke

4

Chrysomelidae (Blattkäfer)

Plateumaris consimilis SCHRANK

380

54

81

6

Plateumaris rustica KUNZE

5

36

unbest. Spezies

3

2

1

Curculionidae (Rüsselkäfer)

Barynotus moerens F.

3

Barynotus obscurus F.

14

Hypera pedestris PAYKULL

1

Ustavenus pyri LINNAEUS

66

unbestimmte Spezies

15

8

2

Bruchstücke

1

Dytiscidae (Schwimmkäfer)

Dytiscus marginalis LINNAEUS, Larve

1

1

Nartus grapei GRYLLENHAL

1

unbestimmte Spezies

1

Elateridae (Schnellkäfer)

Ctenicera pecticornis LINNAEUS

53

6

Actenicerus sjaelandicus MÜLLER

376

8

215

70

17

Agriotes lineatus LINNAEUS

32

Agriotes sputator LINNAEUS

11

177

23

Sericus brunneus LINNAEUS

1

3

unbestimmte Larve

1

5

unbestimmte Spezies

1

6

Bruchstücke

1

Hydraenidae (Langtaster-Wasserkäfer)

Helephorus spec.

1

Hydrophilidae (Wasserkäfer)

Euochrus ochropterus MRSH.

1

Sphaeridium scarabaeoides

3

Scarabaeidae (Blatthornkäfer)

Aphodius ametrus

1

3

Silphidae (Aaskäfer)

Necrophorus vespillo LINNAEUS

1

<i>Necrophorus germanicus</i> LINNAEUS				1
<i>Necrophorus</i> spec.				1
<i>Silvanidae</i> (Plattkäfer)				
<i>Oryzaephilus surinamensis</i> LINNAEUS	1			
<i>Staphylinidae</i> (Kurzflügler)				
<i>Philonthus</i> spec.	1			
<i>Staphylinus erythropterus</i> LINNAEUS		12	4	
<i>Staphylinus rostrica</i>		1		
unbestimmte Spezies		1		
unbestimmte Larven	8			
unbestimmte Spezies			1	4
Bruchstücke		3	3	7
<i>Hymenoptera</i> (Hautflügler)				
<i>Formicidae</i> (Ameisen)				
<i>Formica polyctena</i> FÖRSTER	1			
<i>Myrmica scabrinodis</i> NYLANDER	11			
<i>Lasius niger</i> LINNAEUS	31			
<i>Formica transcaucasica</i> NYLANDER	1			
unbestimmte Spezies		2		
unbestimmte Spezies		1		22
<i>Tichoptera</i> (Köcherfliegen)				
<i>Limnephilidae</i>				
<i>Apatania</i> spec.			1	
unbestimmte Spezies	3	1	1	
<i>Lepidoptera</i> (Schmetterlinge)				
<i>Arctiidae</i> (Bären)				
<i>Diacrisia sannio</i> LINNAEUS, Larven	2	31		
<i>Phragmatobia fuligenosa</i> LINNAEUS			4	
unbestimmte Larven		13		
<i>Geometridae</i> (Spanner)				
<i>Ematurga atomaria</i> LINNAEUS			1	
unbestimmte Larven	6	12	1	
unbestimmte Spezies			1	
<i>Hepialidae</i> (Wurzelbohrer)				
unbestimmte Praepupa			1	
unbestimmte Larven			4	
<i>Lasiocampidae</i> (Glucken)				
<i>Macrothylacia rubi</i> LINNAEUS,	3	6	7	1
<i>Macrothylacia rubi</i> LINNAEUS, Puppen	3		3	
<i>Lymantriidae</i> (Schadspinner)				
<i>Orgyia antiqua</i> LINNAEUS,	1			
<i>Noctuidae</i> (Eulen)				
<i>Anarta cordigera</i> THNBG.		1		
<i>Apamea</i> cf. <i>monoglypha</i> HUFN., Larv.	234		1	
cf. <i>Apamea</i> spec., Larven			3	
<i>Euclidea glyphica</i> LINNAEUS		1		
<i>Mythimna</i> cf. <i>ferrago</i> F., Larven	1			
cf. <i>Mythimna</i> spec., Larven		4	3	

<i>Noctua pronuba</i> LINNAEUS, Larven		2	1			
<i>Ochropleura plecta</i> LINNAEUS			1			
unbestimmte Larven		5	1			
<i>Nymphalidae</i>						
<i>Melicta/Melitaea</i> spec., Larven		2	2			
unbestimmte Larven		2	1			
<i>Saturniidae</i> (Pfauenaugen)						
<i>Saturnia pavonia</i> LINNAEUS	1		1			
<i>Psychidae</i> (Sackträger)						
unbestimmte Larven		3				
<i>Zygaenidae</i> (Widderchen)						
<i>Zygaena</i> cf. <i>trifolii</i> ESPER, Larven			1			
<i>Zygaena</i> spec., Larven			1			
unbestimmte Larven	5	13	1	5		
unbestimmte Puppen	3		1			
unbestimmte Spezies		1	5	1		
<i>Diptera</i> (Zweiflügler)						
<i>Tabanidae</i> (Bremsen)		1				
<i>Tipulidae</i> (Schnaken)						
<i>Tipula</i> cf. <i>paludosa</i> , Larven	569					
<i>Tipula</i> spec.,	113					
unbestimmte Larven		1	4	231	18	104
unbestimmte Spezies		2	284	6	3	2
<i>Rhagionidae</i> (Schnepfenfliegen)						
<i>Rhagio</i> spec.	4	1		1	2	
unbestimmte Larven			2	1		
unbestimmte Spezies		1	109	15	17	1
<i>Anura</i> (Froschlurche)						
<i>Ranidae</i> (Echte Frösche)						
<i>Rana</i> spec.						1
<i>Squamata</i> (Schuppenkriechtiere)						
<i>Anguidae</i> (Schleichen)						
<i>Anguis fragilis</i> LINNAEUS			1		+	+
<i>Lacertidae</i> (Eidechsen)						
<i>Lacerta vivipara</i> JACQUIN	9	2	8	1	1	2
<i>Aves</i> (Vögel)						
	+		+		+	
<i>Mammalia</i> (Säugetiere)						
	+		+		+	
unbestimmte Juvenilstadien		1	1	11	62	4
<i>Vaccinium oxycoccos</i> LINNAEUS (Moosbeeren)			81		11	18
Getreidekörner	113					5
Steinchen	9					
Sonstiges			2		5	4