

Die Wiederansiedlung des Habichtskauz' *Strix uralensis* in Österreich – Überblick über fünf Jahre Forschung im Wildnisgebiet Dürrenstein

Vortrag bei der 29. Jahrestagung der AG Eulen 2013 in Waren/Müritz

von Ingrid Kohl & Christoph Leditznig

1 Einleitung

Der Habichtskauz gilt in Österreich seit Mitte des 20. Jahrhunderts durch direkte Verfolgung und durch Mangel an Brutmöglichkeiten infolge der intensiven Forstwirtschaft als ausgestorben (BAUER 1997, FRÜHAUF 2005; in BERG 1997 wird der Habichtskauz gar nicht erwähnt). Dasselbe Schicksal ereilte diese Art auch in Deutschland und Tschechien (SCHERZINGER 2006). BAUER (1997) vermutet einen Lebensraumverlust für den Habichtskauz durch veränderte Waldwirtschaft mit Bevorzugung von Altersklassenwäldern, mit Verlust von Altholzbereichen mit Bruthöhlen aufgrund kurzer Umtriebszeiten. Sichtungen belegen aber immer wieder das Auftreten von Einzelvögeln (z.B. KOZINA 1982, PÜHRINGER 2008, RUBENSER 2009). Ab 1972 kam es im Nationalpark Bayerischer Wald (Bayern und Tschechien) zur erfolgreichen Wiederansiedlung dieser Eulenart, später gab es auch im Mühlviertel Oberösterreichs eine erfolglose Bemühung den Habichtskauz wiederanzusiedeln (BÖHM & ZINK 2010, ENGLEDER 2001, SCHÄFFER 1990, SCHERZINGER 1987, 2006, 2007, SCHERZINGER & ZINK 2010, STEINER 2001).

Seit dem Jahr 2008 läuft ein Projekt zur Begründung einer Habichtskauzpopulation in Niederösterreich bzw. Österreich. Das Wiederansiedlungsprojekt läuft unter der Projektleitung des Forschungsinstitutes für Wildtierkunde und Ökologie (FIWI), Universität für Veterinärmedizin Wien, und unter Teilnahme der Projektträger Land Niederösterreich und der Österreichischen Bundesforste AG sowie einer Vielzahl von Projektpartnern in den beiden Teilgebieten Biosphärenpark Wienerwald und Wildnisgebiet Dürrenstein. Als Vorbereitung zu diesem Projekt wurden, unter Beachtung der Richtlinien der IUCN (1998) zur Wiedereinbürgerung, genetische Aspekte (KÜHN 2009, HAUSKNECHT et al. 2013) berücksichtigt sowie ein Aktionsplan für den Habichtskauz in

Österreich erarbeitet (ZINK & PROBST 2009). Die Betreuung des Teilbereiches „Nördliche Kalkalpen“, der vor Projektstart einer Lebensraumanalyse (STEINER 1999, 2007) unterzogen wurde, übernahm dabei die Verwaltung des Wildnisgebietes Dürrenstein. Zur weiteren Projektidee siehe auch KOHL & LEDITZNIG (2012).

2009 - 2013	Anzahl
Habichtskäuze freigelassen	70
kritische Phase Überlebende	50
Todesfälle	20
Nistkästen montiert	70
erfolgreiche Bruten (2012)	2
Jungvögel aus Naturbruten	8
Brutversuch (2013)	1

Tabelle 1: Eckdaten zum Wiederansiedlungsprojekt Habichtskauz im Wildnisgebiet Dürrenstein.

2 Material und Methoden

2.1 Auswilderungs- und Ansiedlungsgebiet

Mit dem österreichischen Projekt wird versucht, Trittsteine zu etablieren, um die Populationen von Slowenien und Deutschland, Tschechien und der Slowakei miteinander zu verbinden. Das Auswilderungsgebiet erfüllt mit seiner zentralen Lage die Voraussetzung als Trittstein zwischen bestehenden Populationen zu dienen. Ein österreichisches Vorkommen zur Verbindung zwischen den nördlichen und südlichen Nachbarstaaten würde den genetischen Austausch ermöglichen und wäre somit bestandssichernd (MÜLLER et al. 2007).

Das Wildnisgebiet Dürrenstein (Abb. 2) ist bekannt durch den letzten primären Fichten-Tannen-Buchen-Urwald in Mitteleuropa (Abb. 3) und liegt in den Ybbstaler Alpen innerhalb des Natura 2000 Gebietes Ötscher-Dürrenstein im Südwesten Niederösterreichs (Bezirk Scheibbs, Abb. 1). Das Gebiet liegt auf einer Seehöhe zwischen 500 und 1.878 m ü.M., weist z.T. einen Bewaldungsgrad von mehr als 80 % und jährliche Niederschlagshöhen von bis zu 2.300 mm auf. Die zwei Auswilderungsplätze liegen auf

Seehöhen von 785 und 725 m ü.M. Mit der Ansiedlung der Habichtskäuze vergrößerte sich das Untersuchungsgebiet infolge des Dispersionsverhaltens auf mehrere Regionen. Die freigelassenen Käuze legten nachweislich Distanzen von über 100 Kilometer zurück. Jene Käuze, die sich am weitesten vom Freilassungsort entfernten, waren zwei Vögel, die in die oberösterreichischen Traunauen wanderten (ca. 100 Kilometer WNW des Freilassungsortes). Weitere Regionen, in die Käuze abwanderten, waren zum Beispiel die Schneebergregion (ca. 80 Kilometer O), das Ennstal (ca. 60 Kilometer SW) und das Gesäuse (ca. 40 Kilometer SW).

Das Untersuchungsgebiet und seine weitere Umgebung stellen eine Herausforderung für die Telemetrie dar. Schroffe Gebirgslandschaften und Gebirgszüge schirmen Signale ab bzw. reflektieren diese oder lenken sie ab. Wenn sich ein Vogel über einen Bergkamm bewegt, kann die Luftlinie wenige hundert Meter betragen, jedoch für die Telemetrie einen weiten Fahrweg von z.B. 50 Kilometern bedeuten. In den ersten Jahren des Wiederansiedlungsprojektes wurden für die terrestrische Telemetrie ca. 4.500 Stunden Arbeitszeit aufgewendet.

2.2 Herkunft der Jungvögel

In den ersten fünf Projektjahren konnten im Wildnisgebiet Dürrenstein 70 Habichtskäuze aus fünf Jahrgängen in die Freiheit entlassen werden: 9 Individuen im Jahr 2009, 12 im Jahr 2010, 20 im Jahr 2011, 20 im Jahr 2012, und 9 im Jahr 2013). Diese stammten aus der Eulen- und Greifvogelstation EGS Haringsee/NÖ. (30), aus der Greifvogelstation OAW in Linz/OÖ. (8), aus dem Alpenzoo Innsbruck/Tirol (8), aus der Zuchtstation Monticello/Italien (6), aus der eigenen Zucht- und Freilassungsvoliere bei Göstling an der Ybbs/NÖ. (5), aus dem Zoologischen Garten Hirschtetten/Wien (4), aus dem Cumberland Wildpark Grünau/OÖ. (3), aus dem Tiergarten Schönbrunn/Wien (3), aus dem Tiergarten Hellbrunn/Salzburg

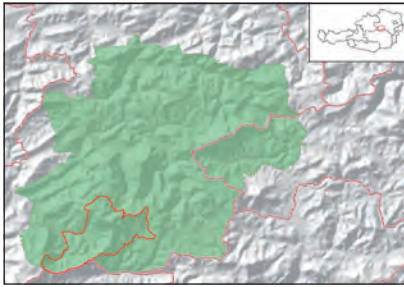


Abbildung 1: Die Lage des Freilassungsgebietes: Wildnisgebiet Dürrenstein (rote Linie) im Bezirk Scheibbs (Bezirksgrenzen rosa Linien) innerhalb des Natura 2000 Gebietes Ötscher-Dürrenstein (grüne Fläche), im Südwesten des Bundeslandes Niederösterreich (Österreich).



Abbildung 2: Freilassungsgebiet und Telemetrieumgebung: das Wildnisgebiet mit dem Dürrensteinmassiv (1.878 m ü.M)



Abbildung 3: Der Urwald Rothwald (Foto: H. GLADER).

(1), aus Herberstein/Steiermark (1) und von der Stadt Wien/Wien (1). Das Geschlechterverhältnis pendelte sich im Laufe der Freilassungsjahre ein. Insgesamt überlebten nachweislich 20 Weibchen und 26 Männchen die kritische Zeit nach der Freilassung (im fünften Projektjahr blieben vier Vögel unbesendert) (Abb. 4).

2.3 Freilassungsmethode

Die Freilassungsmethode stützt sich auf die internationale Erfahrungen und Ergebnisse u.a. im Nationalpark Bayerischer Wald und Böhmerwald (SCHERZINGER 1987, 2006, 2007, MÜLLER 2007).

2.3.1 Freilassungsvolieren

Für die Freilassungen im Wildnisgebiet Dürrenstein stehen zwei Voliere-

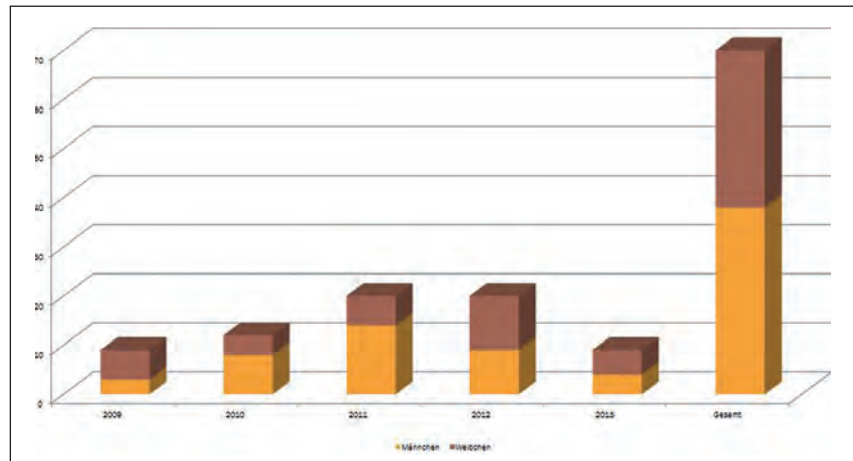


Abbildung 4: Geschlechterverhältnis der freigelassenen Jungvögel in den einzelnen Freilassungsjahren.

ren mit einem Grundriss von 7 x 5 m und einer Höhe von im Mittel 2,8 m zur Verfügung. Als Sicht- und Witterungsschutz wurde ein Drittel der Voliere überdacht. Seit Beginn des Jahres 2009 steht eine Freilassungsvoliere im Wildnisgebiet zur Verfügung und seit 2010 eine kombinierte Zucht- und Freilassungsvoliere in Göstling an der Ybbs. Diese befindet sich bei einem Mitarbeiter des Wildnisgebietes, ca. 7 Kilometer von Voliere 1 entfernt. Einerseits erfolgt hier die Nachzucht von Habichtskäuzen (jeweils drei Jungvögel in den Jahren 2011 und 2012) und andererseits finden hier die Freilassungen statt. Die Fütterung erfolgte mit toten Ratten, Mäusen und wenigen Eintagsküken. Die Jungvögel werden im Alter von ca. 65 bis 70 Tagen von den Zuchtstationen in die Freilassungsvolieren überstellt. Hier verbringen sie in der Regel vier Wochen mit einem Ammenpaar bzw. einem Ammenvogel, der die Jungvögel „adoptiert“. Nach dieser Eingewöhnungszeit werden die jungen Käuze in die Freiheit entlassen und an einem Futtertisch noch bis zur Selbstständigkeit mit Nahrung versorgt. Die Altvögel in der Voliere gewährleisten soziale Kontakte und damit auch eine Bindung an den Freilassungsort.

2.3.2 Futtertische

Um den Tieren den Start in die Freiheit zu erleichtern und die Ortsbindung zu verbessern, werden in unmittelbarer Nähe der Freilassungsvolieren während der ersten Wochen nach der Freilassung Futter auf exponierten Futtertischen angeboten. Dazu gibt es insgesamt sechs Futtertische. Im Gegensatz zum Jahr 2009

wurden die Futtertische in den Jahren 2010 bis 2013 von fast allen Käuzen regelmäßig angenommen. Dies dürfte im Wesentlichen am früheren Freilassungszeitpunkt gegenüber 2009 gelegen sein.

2.3.3 Freilassungszeitpunkt

Die Freilassungen fanden zwischen 15. Juni und 6. September statt. Die meisten Freilassungen wurden in der ersten Julihälfte durchgeführt (78,6 % der Freilassungen). Im Monat Juni wurden vier Vögel freigelassen, im Monat Juli 55 Vögel, im Monat August zehn Vögel und September ein Vogel.

2.4 Nistkästen

In den ersten fünf Projektjahren wurden bis Ende 2013 70 Lärchenholznistkästen für die Habichtskäuze gebaut und in ihren Revieren bzw. Streifgebieten montiert. Das Anbringen von Nistkästen fand immer auf Basis der Telemetrieergebnisse statt. ENGELMAIER (2007) bezeichnet die Anbringung von Nistkästen als „erste Hilfe“ für angesiedelte Habichtskäuze. Die Nistkästen (Maße: 40 x 40 x 60 cm), die in einer Höhe von ca. 5 m angebracht werden, sind nicht halboffen, sondern besitzen aufgrund der hohen Niederschläge im Gebiet ein ovales Einflugloch von 15 x 20 cm und werden in der Regel unterhalb von 1.000 m ü.M. angebracht. 85 % der Kästen hängen in Laub(misch)wäldern und 15 % in Nadelholzbeständen. Während der Brutzeit werden alle Nistkästen mittels Teleskopstange und darauf montierter Kamera kontrolliert. Dies gewährleistet eine rasche und möglichst störungsarme Kontrolle. Kontrollen werden zumindest zweimal jährlich durchgeführt.

2.5 Monitoring

Im Wildnisgebiet wurden unterschiedliche Monitoringinstrumente eingesetzt, um dem Anspruch einer möglichst umfassenden Kontrolle gerecht zu werden. Mehrere Telemetriemethoden kamen zum Einsatz wie die terrestrische Telemetrie, automatische Registrierstationen, Satellitentelemetrie sowie GPS-GSM-Telemetrie (in Erprobung). Zusätzlich zur Telemetrie wurden die Habichtskäuze mit Fotofallen sowie mit mittels Lichtschranken gesteuerten Kameras überwacht. In der Balzzeit wurde bei den verpaarten Habichtskäuzen die Verhörmethode eingesetzt, wobei sich dies, vermutlich infolge der geringen Kauzdichte, als schwierig herausgestellt hat. Erfolgversprechender erwies sich diese Methode jedoch bei der Erfassung von jungen Habichtskäuzen, die ihren Nistkasten bereits verlassen haben und damit zur Bruterfolgskontrolle. Sichtbeobachtungen wurden ebenso im Geografischen Informationssystem verortet wie telemetrisch erfasste Habichtskäuze. Anhand von Nistkastenkontrollen wurden die Brutversuche und Bruterfolge der Habichtskäuze und auch der Waldkäuze erfasst. Die Jungvögel, die aus Naturbruten hervorkamen, wurden ebenso beringt und genetisch untersucht wie die freigelassenen Käuze.

2.5.1 Die Bedeutung der Telemetrie

Über die Bedeutung der Telemetrie als umfassendes Monitoringinstrument haben KOHL & LEDITZNIG (2012) berichtet. Telemetrie ermöglicht das langfristige Nachverfolgen der freigelassenen Vögel (LEDITZNIG 1999, LEDITZNIG et al. 2007). Die Telemetrie – ob terrestrisch, über Satellit oder mittels GPS-GSM-Methode – ermöglicht es als einzige Methode, mit regelmäßigen Ortungen (täglich bzw. sogar bis zu stündlich möglich) die Aufenthaltsorte der Käuze in ihren Revieren bzw. Streifgebieten zu ermitteln und ihr Verhalten über einen längeren Zeitraum zu dokumentieren. Sie ist derzeit eine umfassende Erfolgskontrolle für Wiederansiedlungsprojekte, insbesondere während der Startphase. Bei Wanderungen der Käuze auch über große Distanzen konnten diese weiterverfolgt und gezielt in den erfassten Revieren und Streifgebieten mit dem Nistkastenmanagement unterstützt werden.

Alle telemetrisch festgestellten Aufenthaltsorte wurden kartografisch verortet, für Revieranaysen wurden Reviere und Streifgebiete abgegrenzt und somit Habitatanalysen möglich gemacht. Auch das Aktivitätsverhalten der Käuze konnte in den Revieren und in den Streifgebieten zu den verschiedenen Tageszeiten und am Futtertisch gemessen werden. Diese Aktivitätsmuster ließen sich durch die terrestrische Telemetrie, sowohl über Ortungen mit dem Handempfänger als auch über die automatischen Registrierstationen, dokumentieren. Die Telemetrie ermöglichte als einzige Methode, Todesfälle zeitnah zu erkennen und Todesursachen feststellen zu können. Ebenso wurde durch die Telemetrie der optimale Freilassungszeitpunkt ermittelt sowie erste Bruterfolge bestätigt. Durch die Telemetrie wurde belegt, dass die Freilassungsgebiete, sowohl das Wildnisgebiet als auch der Biosphärenpark, als Trittsteine dienen können und die Verbindung der bestehenden Habichtskauz-Vorkommen verbunden werden können (KOHL & LEDITZNIG 2012, 2013). Um den Erfolg der Startphase des Projektes in entsprechender Form dokumentieren zu können, wurden fast alle im Wildnisgebiet freigelassenen Vögel mit telemetrischen Sendern ausgestattet. Folgende drei Telemetriemethoden wurden angewandt: die terrestrische Telemetrie (bei 62 Vögeln), die Satellitentelemetrie (bei drei Vögeln im vierten und fünften Projektjahr) und die GPS-GSM Telemetrie (bei einem Vogel im fünften Projektjahr). Vier Vögel blieben im fünften Projektjahr unbesendert (Tab. 2).

2.5.2 Terrestrische Telemetrie

Um eine Erfolgskontrolle durchführen zu können, um Erfahrungswerte im Wiederansiedlungsprojekt zu sammeln, um aus Fehlern zu lernen sowie die Tiere bestmöglich zu fördern, war es notwendig, in den ersten Jahren so gut wie lückenlos die jungen Habichtskäuze zu telemetrieren (KENWARD 1987). Dazu wurden 62 von 66 besenderten Habichtskäuzen großteils täglich durch die terrestrische Telemetrie, die erstmals von SCHÄFFER (1990) in Mitteleuropa beim Habichtskauz eingesetzt wurde, verortet. Bei dieser Telemetriemethode wurden mit Handempfänger, Rundantenne und Peilantenne die Aufenthaltsor-

te ($n = 4.732$) mittels Kreuzpeilungen oder direkter „Verfolgung“ (radio tracking) bestimmt. Weitere Details siehe KOHL & LEDITZNIG (2012).

2.5.3 Registrierstationen

Zwei automatische Registrierstationen von Lotek (Canada) standen für die Aufzeichnung der terrestrischen Sendersignale zur Verfügung. Erfasst wurden Identität des Vogels sowie Signalstärke und Signalart (Ruhe/Aktivität). Die Registrierstationen ermöglichten eine 24-stündige Erfassung und erfüllten im Wesentlichen zwei Aufgaben: Die individuelle Aufzeichnung der Anwesenheit der Vögel an den Futtertischen sowie die individuelle Aufzeichnung der Bewegungen und der Aktivitätsmuster innerhalb der Streifgebiete der Habichtskäuze (KOHL & LEDITZNIG 2012, LEDITZNIG 1999).

2.5.4 Satellitentelemetrie

Beginnend mit 2012 kam bei drei Käuzen die Satellitentelemetrie zur Anwendung (Firma Northstar, USA) (Abb. 5). Der Habichtskauz wanderte vom Wildnisgebiet nach Südwesten

Telemetrieform	Anzahl Habichtskäuze
Terrestrische Telemetrie	62
Satellitentelemetrie	3
GSM Telemetrie	1
unbesendert	4
insgesamt	70

Tabelle 2: Telemetrieformen mit der jeweiligen Anzahl der Habichtskäuze.

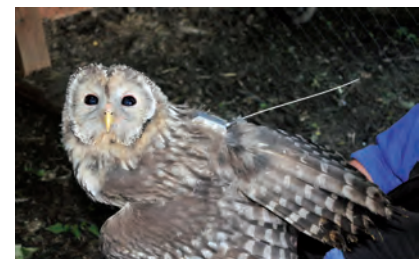


Abbildung 5: Ein mit einem Satellitensender besendeter Habichtskauz.



Abbildung 6: Ein mit einem GPS-GSM-Sender besendeter Habichtskauz.

in die Steiermark, wo er sich über die gesamte Sendezeit stationär aufhielt und wo er regulär den Sender durch die Sollbruchstelle verlor. Zwei weitere Sender kamen im fünften Projektjahr 2013 zum Einsatz. Aufgrund des Verhaltens der Käuze und der doch relativ großen Ungenauigkeit dieser Sender stellte sich die Satellitentelemetrie als eher ungeeignet für diese Vogelart heraus.

2.5.5 GPS-GSM-Telemetrie

Derzeit befindet sich eine GPS-GSM-Sendervariante, die speziell für den Habichtskauz von der Fa. Ecotone (Polen) entwickelt wurde, in einer Voliere in Erprobung. Im Jahr 2013 kam ein GPS-GSM-Sender bei einem freigelassenen Habichtskauz zur Anwendung (Abb. 6). Bei diesem Modell zeigt sich jedoch, dass die Ladekapazität des kleinen Solarpaneels zu gering war. Der neue Sender lässt eine Lösung des Problems erwarten.

2.5.6 Die Sender

Zu den Sendern wurde von KOHL & LEDITZNIG (2012) schon ausführlich berichtet. Trotzdem sollen an dieser Stelle nochmals die Rahmenbedingungen für die Verwendung von Sendern zusammengefasst werden. Das Gewicht der verwendeten Sender, unabhängig von deren Funktionsweise betrug zwischen 17 und 22 g (der neue GPS-GSM-Sender wird ca. 26 g schwer sein). Dies entspricht 1,3 bis 3,2 % des Körpergewichtes der Käuze. International wird von einem zulässigen Gewicht der Sender von 5 % des Körpergewichtes ausgegangen. Besonders die ergonomischen Anbringung spielt eine wichtige Rolle (Exo et al. 2013) sowie die Anbringungsmethode. Stoßsender müssen tendenziell leichter sein, als Sender für die Rücken- oder Beckenmontage. Die Reichweite der terrestrischen Sender beträgt je nach Gelände entweder wenige Kilometer oder bis zu ca. 30 Kilometern (LEDITZNIG et al. 2007, LEDITZNIG 1999).

2.5.7 Besenderungsmethoden

Die ersten 18 freigelassenen Jungkäuze wurden mit der Stoßfedermontage besendert (LEDITZNIG & KOHL 2013, KOHL & LEDITZNIG 2013). SCHÄFFER (1990) konnte keine Beeinträchtigung der jungen Habichtskäuze durch die Stoßsender beobachten. Dies gilt auch für die Vögel im Wild-

nisgebiet. Im zweiten Freilassungsjahr wurden neben 9 Stoßsendern drei Jungkäuze anhand der Beckenmontage besendert. Insgesamt wurden 48 Käuze mit der Beckensendern ausgestattet. (Ein Vogel hatte zuerst einen Stoßsender und danach einen Beckensender.) Ab dem dritten Freilassungsjahr, das heißt von 2011 bis 2013,

Besenderungstechnik	Anzahl Habichtskäuze
Stoßmontage	18
Beckenmontage	48
unbesendert	4
<i>insgesamt</i>	<i>70</i>

Tabelle 3: Besenderungstechnik mit der jeweiligen Anzahl der Habichtskäuze.

kamen ausschließlich Beckensender zur Anwendung (Tab. 3). Bei der Beckenmontage sind am Sender zwei Schlaufen aus Teflonbändern befestigt; diese werden dem Vogel in Form einer „Achterschleife“ über die Beine gestülpt. Nach dem Einstellen der passenden Schlaufengröße, wird das Band verklebt. Die Montage der Stoßsender dauert ca. 20 bis 25 Minuten, bei Beckensendern ca. 10 bis 15 Minuten. Aufgrund der Topologie wurde insbesondere bei den Beckensendern ein Sendermodell gewählt, das relativ wenige Signale pro Minute (30 Signale bei Inaktivität des Kauzes), jedoch eine für diese Sender maximale Signallänge (30 ms) aufweist. Die Signallänge ist ein wichtiges Maß für die Empfangsstärke und daher gerade im unwegsamen Gelände von besonderer Bedeutung (LEDITZNIG & KOHL 2013, KOHL & LEDITZNIG 2013). Der Test mit dem GPS-GSM-Sender läuft in Form der Rucksackmontage.

2.5.8 Senderverluste und Antennen-defekte

Da die Batterie in den Sendern nur eine gewisse Laufzeit hat, ist vorgesehen, dass die Vögel die Sender nach einer bestimmten Zeit verlieren. Bei jeder Sendermontagetechnik ist eine Sollbruchstelle eingebaut, die nach einiger Zeit bricht und der Vogel dadurch den Sender verliert. Dadurch ist gewährleistet, dass die Vögel die Sender nur so lange tragen, solange der Sender funktionstüchtig ist. In den meisten Fällen konnten die Sender wieder geborgen werden. Das bedeutet, die Senderverluste traten demnach vor dem Ablauf der Batterie ein. Bei der Stoßmontage geschieht dies durch das Mausern der beiden

mittleren Stoßfedern. Ausschließlich bei der Beckenmontage traten mehrmals Antennen-defekte auf. Die Antennen wurden in diesen Fällen von den Käuzen abgebissen. Wurde die Antenne ganz herausgezogen, fiel der Sender zur Gänze aus. Wenn die Antenne abgebissen wurde, war das Signal zwar signifikant schwächer, aber die Vögel konnten noch geortet werden (KOHL & LEDITZNIG 2013). Die Vögel wurden, wie bereits ausgeführt, mittels Telemetrie in der Regel

Telemetrieform bzw. Erhebungsart	Ortungspunkte bzw. Aufnahmen
Terrestrische Telemetrie	7.432
Registrierstationen	> 1Mio.
Satellitentelemetrie	241
GSM Telemetrie	205
Fotofallenaufnahmen	100e
Lichtschrankenaufnahmen	100e

Tabelle 4: Zahl der Ortungspunkte bzw. Aufnahmen pro Telemetrieform bzw. Erhebungsart.

täglich überwacht. In den ersten fünf Jahren konnten unter anderem bereits Ergebnisse über das Aktivitätsverhalten, das Wanderverhalten, das saisonale Verhalten, die Überlebensraten, die Todesursachen, den Freilassungszeitpunkt, die Verpaarungen, das Jagdverhalten und das Sozialverhalten gewonnen werden. Insgesamt wurden in den ersten fünf Projektjahren 7.878 Ortungspunkte durch die Telemetrie erhoben. Davon konnten durch die terrestrische Telemetrie 7.432 Ortungspunkte (Abb. 8) von den im Wildnisgebiet freigelassenen Habichtskäuzen erfasst werden. Die Satellitentelemetrie lieferte 241 Ortungspunkte. Mittels GPS-GSM-Methode wurden bis zum Herbst 2013 205 Ortungspunkte empfangen (Abb. 7). Durch die Registrierstationen wurden über eine Million Datensätze zum Aktivitätsverhalten und den Futtertischbesuchen erhoben (die Auswertung dieser Daten ist für das laufende Kalenderjahr geplant) (Tab. 4).

2.5.9 Fotofallen

Fotofallenkameras mit ihrer relativ langen Auslöseverzögerung können überall dort zum Einsatz kommen, wo die Habichtskäuze in der Regel längere Zeit verweilen. Sie werden vor allem bei der Kontrolle der Vögel am Futtertisch, in der Voliere oder am Brutplatz eingesetzt. Für den Einsatz am Nistkasten sind sie bedingt geeignet (Abb. 9). Am Futterplatz kön-

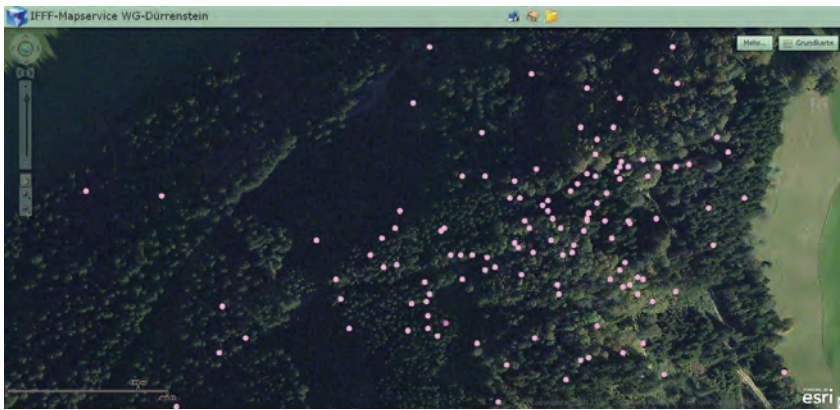


Abbildung 7: Ortungspunkte von der GPS-GSM-Telemetrie aus dem Jahr 2013.

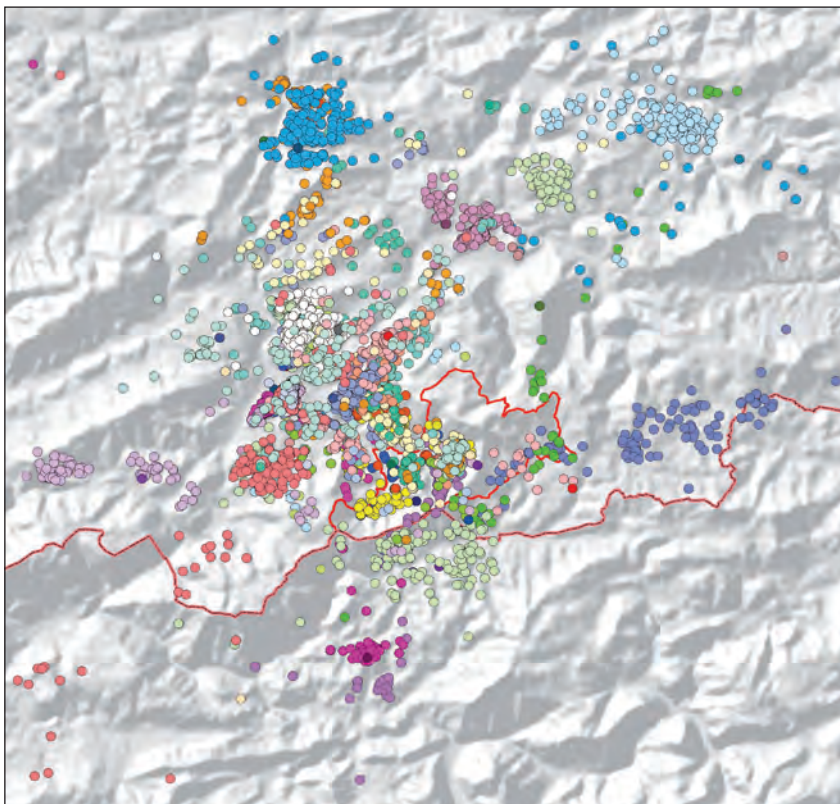


Abbildung 8: Ausschnitt der Ortungspunkte (n=7.432) der freigelassenen Habichtskäuze (n=70) zwischen 2009 und 2013 aus der terrestrischen Telemetrie (rote Linie: Wildnisgebiet Dürrenstein, rosa Linie: Landesgrenze zwischen Niederösterreich und der Steiermark, Ortungspunkte: jede Farbe repräsentiert ein Individuum).

nen damit aber Käuze erfasst werden, die einen defekten Sender tragen oder Käuze, die aus früheren Freilassungssaisonen stammen, denn die Qualität der Aufnahmen reicht aus, um die Farbe des Ringes, die Auskunft über das Freilassungsjahr gibt, zu bestimmen (LEDITZNIG & KOHL 2013).

2.5.10 Lichtschranke

Der Einsatz einer Lichtschranke gemeinsam mit einer Spiegelreflexkamera ist überall dort anzuwenden, wo es darum geht, durch qualitativ hochwertige Aufnahmen Details zu erfassen. Dies ist bei Nahrungsana-

lysen der Fall (siehe 3.8) sowie bei der Bestimmung der Altvögel. Jeder freigelassene Vogel wird mit einem Farbring versehen, der zumindest die Herkunft und das Freilassungsjahr erkennen lässt. Mittels Lichtschrankenaufnahmen können diese Farben festgestellt werden. Ebenso wird diese Methode zur Ermittlung der Häufigkeit der Nistkastenankünfte eingesetzt. Abgesehen davon, dass damit die Fütterungsfrequenzen etc. analysiert werden können, gelang es, eine einmalige Beobachtung zu dokumentieren. So erfasste die Kamera ein Weibchen, das mit derselben Maus



Abbildung 9: Fotofallenaufnahme am ersten Habichtskauzbrutplatz des Wildnisgebietes (Verpaarung eines Männchens aus dem Wildnisgebiet mit einem Weibchen aus dem Wienerwald).

innerhalb von drei Minuten fünfmal den Nistkasten anflieg, ohne die Beute an den bettelnden Nestling im Flugloch zu übergeben. Dieses Verhalten deutet darauf hin, dass das Weibchen aktiv versuchte, den Jungvogel aus dem Nistkasten zu locken. Da der junge Kauz dieser „Aufforderung“ nicht folgte, schien das Weibchen die Maus in weiterer Folge selbst gefressen zu haben. Die Übergabe der Maus wurde jedenfalls nicht dokumentiert (LEDITZNIG & KOHL 2013).

2.5.11 Verhören

Das Verhören der Käuze findet während der Balz und der Bettelflugphase der Jungkäuze statt. Aufgrund der nicht allzu weit tragenden Rufe der Altvögel sowie der geringen Dichte, die eine Revierabgrenzung scheinbar nur bedingt hervorruft, ist das Verhören zur Zeit der Balz – zumindest derzeit – keine sichere Methode, um das Vorhandensein von Habichtskäuzen eindeutig zu dokumentieren (LEDITZNIG 1999), auch dann nicht, wenn Klangattrappen eingesetzt werden. Während der Bettelflugphase (Abb. 13) war das Verhören jedoch effektiv, um das Überleben der jungen Vögel zu erfassen. Das Verhören der Jungen erfolgte insbesondere bei unbesenderten Wildbruten (LEDITZNIG & KOHL 2013).

2.5.12 Nistkastenkontrollen

Die Nistkastenkontrollen werden mit einer sechs Meter langen Teleskopstange sowie mit einer Videokamera durchgeführt. Die Kontrollen wurden am späteren Nachmittag durchgeführt, damit das Gelege bei möglichem Verlassen des Nistkastens durch den Altvogel nicht allzu lange alleine bleibt, falls der Altvogel erst in der Dämmerung zum Nistkasten zurückkehren würde. Die „live“-Übertra-

gung der Kamera auf einen kleinen Handmonitor erwies sich als schonende Methode, da die Kamera im Falle einer Brut sofort zurückgezogen wird und der Altvogel das Nest oft gar nicht verlässt.

2.6 Habitatnutzungsanalysen

Der Habichtskauz wird in Mitteleuropa als Laubwaldart beschrieben (z.B. MIHOK & FREY 2013). SCHERZINGER (1985 & 1996) beschreibt den Habichtskauz als Urwaldart. Daher ist es von besonderem Interesse, welche Lebensräume der Habichtskauz in den nördlichen Kalkalpen nutzt und welche Maßnahmen für die Verbesserung der Lebensraumbedingungen für diese Waldeule getroffen werden sollten. Auch wenn der Habichtskauz – meist aufgrund der Nahrungsvielfalt – zur Nahrungssuche in Mitteleuropa Laubwälder bevorzugt, liegen die Tageseinstände, speziell während der Wintermonate, nahezu zu 100 % in Fichten und Tannen, da diese Baumarten besseren Sichtschutz gewährleisten und damit die Störungen verringern. Auch während der Sommermonate liegen die Tageseinstände zu deutlich mehr als 50 % in Nadelbäumen.

Reviere und Streifgebiete wurden getrennt ausgewertet, da es sich dabei um unterschiedliche Aspekte während der Entwicklung der Käuze handelt. Reviere werden gegen Konkurrenten der eigenen Art verteidigt, während dies bei Streifgebieten, wie sich mehrfach gezeigt hat, nicht der Fall ist. In manchen Fällen hielten sich wandernde Habichtskäuze durchaus über längere Zeiträume in unmittelbarer Nähe zueinander auf. Die Grobanalyse des Habichtskauzhabitats wurde mittels Fernerkundung durchgeführt, die Detailanalyse mittels Freilandbeobachtung. Eine zusammenfassende Auswahl der Ergebnisse findet sich im Ergebnisteil dieses Artikels; alle Ergebnisse aus den Habitatstudien sind in der dritten Ausgabe der *Silva Fera*, der Wissenschaftsreihe des Wildnisgebietes Dürrenstein, mit Erscheinungstermin im April 2014 zu finden (LEDITZNIK & KOHL 2014 in Vorbereitung).

3 Ergebnisse

3.1 Bestandsentwicklung und erste Bruterfolge

Nach fünf Freilassungssaisonen lässt sich für das Projekt ein erfreuliches Bild in den niederösterreichischen

Kalkalpen zeichnen. Bisher konnten vier Paarbildungen festgestellt werden (1x 2011, 2x Winter 2011/12 und 1x Winter 2012/13). Im Jahr 2011 – im zweiten Jahr nach der ersten Freilassung – kam es um das Wildnisgebiet zur ersten Verpaarung von freigelassenen Habichtskäuzen. Das einjährige Männchen „Franz“ verpaarte sich vermutlich mit dem zweijährigen Weibchen „Salvatore“. Bei der Verhörmethode zur Balzzeit konnten einige Male leise Balzrufe von Männchen und Weibchen wahrgenommen werden. Zudem konnte während der Nistkastenkontrollen 2012 ein Einzelvogel beobachtet werden, der einen Nistkasten regelmäßig – auch gegen die Kontrolleure – vehement verteidigte. Insgesamt sind zwölf reviertreue Einzelvögel bekannt. Reviertreue wird derart definiert, dass sich der Vogel im Alter von einem Jahr über mehrere Monate im gleichen Gebiet aufhält. Bis Oktober 2013 waren die Standorte von ca. 20 Käuzen bekannt. Im Frühjahr 2012 konnten die ersten Bruterfolge von im Wildnisgebiet freigelassenen Habichtskäuzen verzeichnet werden, die insgesamt acht Jungvögel zum Ausfliegen brachten. Dass die Habichtskäuze des Wildnisgebietes bereits im Frühjahr 2012 nach drei Freilassungssaisonen brüteten, ist umso erfreulicher, als es im Nationalpark Bayerischer Wald, einer strukturell und klimatisch vergleichbaren Region, mehr als 10 Jahre bis zur ersten nachgewiesenen Brut dauerte (SCHERZINGER 2006). Bei den Brutpaaren handelt es sich um drei Vögel der 2011er Generation, also um einjährige Tiere, und ein Weibchen aus dem Jahr 2010. Diese Ergebnisse sind umso überraschender, als finnische Untersuchungen belegen konnten, dass Habichtskäuze erst im Alter von drei bis vier Jahren zur Brut schreiten (SAUROLA 1992, 1997). Beide Bruten waren mit drei bzw. fünf Jungen (Mittel = 4 Junge), die den Nistkasten verließen, überdurchschnittlich erfolgreich. Liegt doch die mittlere Gelegegröße bei drei bis vier Eiern (GLUTZ & BAUER 1994) und die mittlere Reproduktionsrate bei etwa 0,9 bis 2,9 Jungen pro begonnener Brut (MEBS & SCHERZINGER 2008).

Bei Brutpaar 1 handelte es sich um eine direkte Verpaarung von zwei Vögeln aus verschiedenen Freilassungs-



Abbildung 10: Der erste in Freiheit erbrütete Jungvogel, der mit einer Maus vom Muttertier aus dem Nistkasten gelockt wurde.



Abbildung 11: Die fünf Jungvögel einer der ersten beiden Habichtskauzbruten des Wildnisgebietes bei der Beringung.



Abbildung 12: Ein in Freiheit erbrüteter Jungvogel, der als erster aus dem Nistkasten ausflog.

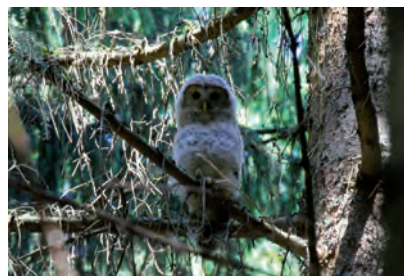


Abbildung 13: Ein ausgeflogener Jungkauz in der Bettelflugphase, der sich über längere Zeit mit seinen weiteren vier Geschwistern in der Nähe des Brutplatzes aufhielt.

gebieten, die erstmals am Brutplatz im Frühjahr 2012 bestätigt werden konnte. Ein einjähriger männlicher Habichtskauz („Anton“), der im Wildnisgebiet freigelassen wurde, verpaarte sich mit einem zweijährigen Weibchen (Abb. 10), das im Biosphärenpark Wienerwald freigelassen wurde (Freilassungsort und Alter durch Ringfarbe geklärt, genaue Identität

nicht bekannt). Die beiden brachten in ihrer ersten Brut 5 Eier hervor, von denen sie drei Jungvögel (Abb. 12) zum Ausfliegen brachten. Die Brut fand ca. 20 Kilometer nördlich des Wildnisgebietes statt, von dort wiederum ist der Freilassungsort im Wienerwald ca. 90 Kilometer entfernt.

Bei Brutpaar 2 handelt es sich um zwei einjährige Vögel („Schöne Valerie“ und „Stefan“), die im Wildnisgebiet freigelassen wurden. Sie brachten im Frühjahr 2012 in einer Brut sechs Eier hervor, wovon sie fünf Junge zum Ausfliegen brachten.

Die Nahrungssituation durch das Kleinsäugergradationsjahr war im Jahr 2012 ausgesprochen günstig für die Reproduktion der Käuze, sodass mehr als 70 % der Eulennistkästen von Waldkäuzen und Habichtskäuzen besetzt waren.

Der Brutbeginn dieser beiden Paare lag um den 10. und um den 18. März. Die Schneeschmelze hatte zu diesem Zeitpunkt bei beiden Brutplätzen bereits eingesetzt. Die Nistkästen dieser beiden Paare befinden sich auf 730 m bzw. 750 m Seehöhe. Beide Nistkästen hängen in steilem Gelände. Einer der Kästen wurde in einem Laubholzbestand an einer Buche montiert, der andere in einem lichten Fichten-Lärchen-Altholz an einer Lärche. Die Einflugöffnungen beider Kästen sind Richtung O bzw. OSO ausgerichtet. Besonders die Weibchen neigen dazu, ihre Nachkommenschaft vehement zu verteidigen, insbesondere während der Ästlingszeit oder bei Nistkastenkontrollen. Die Weibchen schrecken nicht zurück auch Menschen anzugreifen. Daher ist ein entsprechender Schutz bei den Kontrollen, speziell beim Beringen der Jungen (Abb. 11), unbedingt erforderlich. Wichtig für den Schutz des Beringers sind ein Helm mit einem entsprechenden Gesichtsschutz sowie eine gepolsterte Jacke, die auch den Anflug des Altvogels dämpft und damit verhindern soll, dass sich das Weibchen verletzt. Es gibt starke individuelle Unterschiede in den Charakteren der Habichtskäuze. Während viele Weibchen unerschrocken angreifen, halten sich andere deutlich zurück und geben von benachbarten Bäumen nur Warnrufe ab. Habichtskauzmännchen neigen kaum zu Angriffen, sondern zeigen ihre Anwesenheit in der Regel nur durch Reviergesang oder Warn-

rufe (LEDITZNIG & KOHL 2013, LEDITZNIG 2013).

Der einzige bestätigte Brutversuch im Jahr 2013 war erfolglos. Generell war 2013 aufgrund des Zusammenbruchs der Kleinsäugerpopulation ein sehr schlechtes Eulenjahr im und rund um das Wildnisgebiet Dürrenstein, wie sich auch im Wiener Wald zeigt, wo kein Brutversuch bestätigt werden konnte (ZINK mündl. Mitt. 2013).

3.3 Streifgebietsgröße

Bei den Revieren zeigte sich nicht unerwartet, dass die Brutreviere bzw. die Flächen, die zur Brutzeit genutzt werden, deutlich kleiner sind, als jene von etablierten Einzelvögeln, die nicht brüteten. Während zur Brutzeit von brütenden Tieren nur Flächen von ca. 2,5 km² genutzt wurden, war dieser Wert bei den Einzelvögeln knapp 7 km². Die Größe der Streifgebietszentren erreichte mehr als 4 km² (Abb. 14).

3.4 Habitatnutzung

Auf Basis der bekannten Aufenthaltsorte (n = 7.878) lassen sich Präferenzen in der Habitatwahl der Habichtskäuze erkennen. Zur Ermittlung der Habitatnutzung wurden zwei unterschiedliche Ansätze gewählt: die Habitaterhebung im Feld sowie die Fernerkundung mittels Luftbildaufnahmen.

3.4.1 Nutzungsformen

Dass der Habichtskauz eine Waldeule ist, spiegelt sich auch in der Zusammensetzung der Landnutzungsformen in den Revieren der Käuze wider. Mit ca. 75 % dominiert eindeutig die Waldfläche, gefolgt von Freiflächen mit ca. 20 % und menschlicher Infrastruktur (Siedlungen, Straßen, Gebäude etc.) mit weniger als 5 % (Abb. 15). In jedem Habichtskauzrevier befinden sich auch Gewässer, meist Bach- oder Flussabschnitte. Der Waldanteil steigt sogar noch auf ca. 85 %, wenn man davon ausgeht, dass es sich bei ca. 50 % der Freiflächen um Kahlschläge und Blößen im Wald handelt, die von der Nutzungsform her auch dem Wald zugerechnet werden müssen. Freiflächen im Wald sind lt. SCHERZINGER (2006) von großer Bedeutung bei der Jagd nach Beute. Daher werden diese bei den Freiflächen ausgewiesen (LEDITZNIG & KOHL 2014 in Vorbereitung). Der hohe Waldanteil zeigt, dass der Habichtskauz auf

Wälder angewiesen ist, in denen er trotz seiner Größe sehr erfolgreich seiner Beute nachstellen kann.

3.4.2 Forstliche Nutzungsformen

Bei den Ergebnissen der Untersuchungen zeigte sich, dass die Habichtskäuze Bestände mit geringen und kleinflächigen Eingriffen als Zentrum ihres Revieres bzw. Streifgebietes bevorzugen. Knapp 75 % der Zentren lagen in Wäldern mit keiner aktuellen Nutzung bzw. nur kleinstflächiger Nutzung wie der Einzelstammentnahme (Abb. 16). Das belegt, dass Habichtskäuze in ihren Revier- und Streifgebietszentren Ruhe bevorzugen, wie dies auch von MIHOK & FREY (2013) beschrieben wurde. Das bedeutet aber auch, dass zur erfolgreichen Brut Ruhe in den Wäldern bereits bei der Wahl des Brutplatzes von großer Bedeutung sein dürfte.

3.4.3 Baumartenzusammensetzung

Eine wichtige Aussage, insbesondere in Hinblick auf die Beurteilung des gesamten Lebensraumes liefert die Baumartenzusammensetzung in den einzelnen Revieren. Einerseits wurde großflächig zwischen Laubholzbestand und Nadelholzbestand unterschieden (Abb. 17), andererseits wurde die prozentuelle Baumartenzusammensetzung in Form einer kleinflächigen Detailanalyse in den Revier- und Streifgebietszentren erhoben (Abb. 18). Im Gesamten betrachtet, herrscht ein weitgehendes Gleichgewicht zwischen Nadel- und Laubbäumen in den Revier- und Streifgebietszentren der freigelassenen Habichtskäuze (Abb. 17). Bei der Detailanalyse zeigte sich, dass Laub-Nadmischwälder mit mehr als 90 % die Revier- und Streifgebietszentren der Käuze dominieren. Die Dominanz der Buche herrscht nur mehr in wenigen Beständen in einer Form und Individuendichte vor, die dem „Urzustand“ entsprechen würde, da alle Wälder vom Menschen mehr oder weniger stark beeinflusst sind (mit Ausnahme vom Wildnisgebiet selbst) (LEDITZNIG & KOHL 2014 in Vorbereitung).

Neben der Rotbuche und der Fichte spielen bei der Bestandesbildung v.a. Tanne, Lärche und Bergahorn eine wichtige Rolle. Besonders alte Bergahorne können Bruthöhlen bilden, die auch von den großen Käu-

zen wie Habichtskauz und Waldkauz genutzt werden könnten. Zur Bildung von Bruthöhlen bzw. Halbhöhlen sind auch Fichten geeignet, die an ihren Bruchstellen Moderbildung zeigen. Durch die Zersetzung des Holzes kann auch der Habichtskauz mit seinem Schnabel das Holz bearbeiten und so gestalten, dass die Bruchstellen oder ähnliches als Brutplatz genutzt werden können.

3.5 Überlebensraten, Todesfälle und Freilassungszeitpunkte

Bei den 70 in die Freiheit entlassenen Käuzen (davon 66 besendert) konnten mit der radiotelemetrischen Überwachung (KOHL & LEDITZNIG 2013) 20 Ausfälle dokumentiert werden, wobei fast alle Todesfälle während der ersten Phase nach dem Freilassen oder in den ersten Wochen der Selbständigkeit noch vor Winterbeginn stattfanden. 19 (95 %) der Todesfälle waren auf natürliche Ursachen (Prädation, Krankheit, Hungertod) zurückzuführen. Ein Ausfall (5 %) war anthropogen bedingt (Stromtod an einem Transformator während der Wanderphase). Aufgrund der Todesfälle errechnete sich von 2010 bis 2013 eine mittlere Überlebensrate von 79 % (Tab. 5). Überlebensraten von Naturbruten sind während des ersten Lebensjahres im Mittel deutlich niedriger. Diese können bei ca. 60 % liegen und bei Nahrungsmangel noch deutlich absinken (MEBS & SCHERZINGER 2008).

MIHOK & FREY (2013) beschreiben, dass bei der Prädation besonders der Steinadler eine wesentliche Rolle zu spielen scheint. Dies gilt auch für die nördlichen Kalkalpen. So fielen zwei der sechs durch Prädation ums Leben gekommenen Jungkäuse dem Steinadler zum Opfer (= 11 % der natürlichen Gesamtausfälle, $n = 19$). Zwei Käuze wurden vom Marder und jeweils ein Kauz vom Habicht und vom Uhu geschlagen. Der Uhu scheint neben dem Steinadler einer der bedeutendsten Prädatoren der Habichtskäuse zu sein. Die Lage der Volieren wurde daher möglichst abseits bekannter Uhuorkommen gewählt (LEDITZNIG 1999, LEDITZNIG & LEDITZNIG 2006). Anfang des Jahres 2013 ereignete sich eine bemerkenswerte Prädation eines freigelassenen Habichtskauzes durch einen Uhu. Der Uhu wurde in den Wintermonaten hier mehrmals gesichtet. Bei dem Ha-

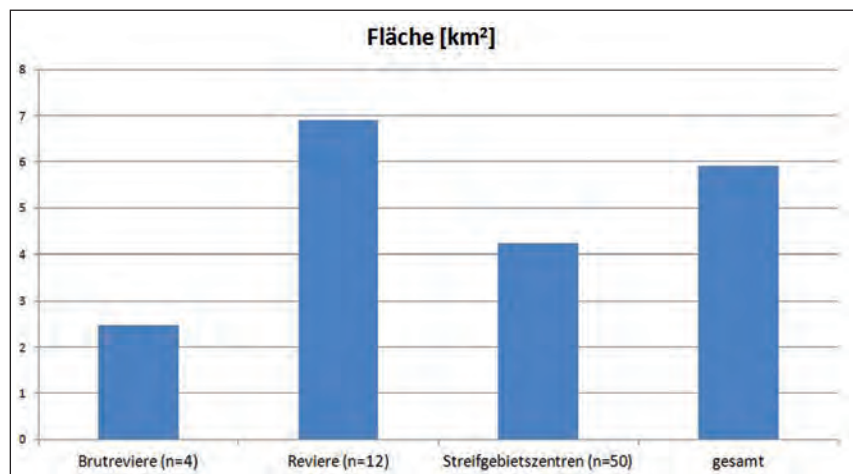


Abbildung 14: Die durchschnittliche Fläche in Quadratkilometern der Brutreviere ($n = 4$), Reviere ($n = 12$) und Streifgebietszentren ($n = 50$).

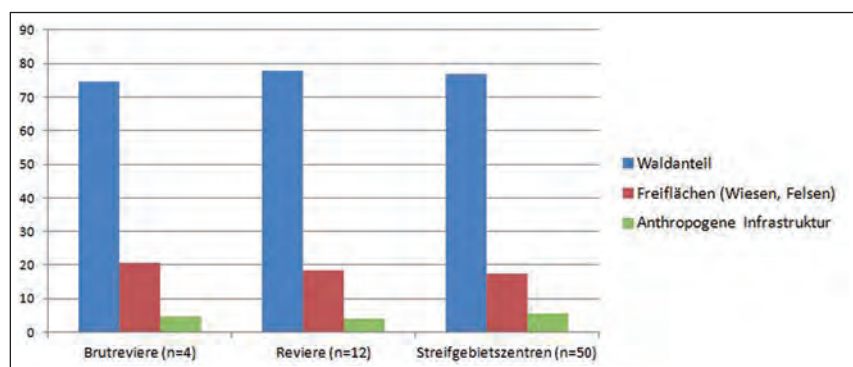


Abbildung 15: Habitatnutzung durch den Habichtskauz in den Brutrevieren ($n = 4$), Revieren ($n = 12$) und Streifgebietszentren ($n = 50$) erhoben mittels Fernerkundung.

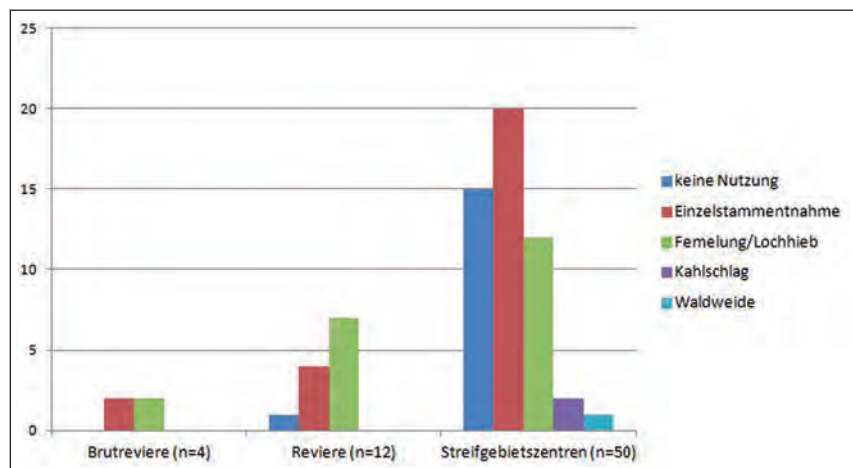


Abbildung 16: Forstliche Nutzungsformen in den Revier- und Streifgebietszentren der Habichtskäuse aus der Detailanalyse.

bichtskauz handelte es sich um einen Kauz, der kurz davor eine ca. 90 Kilometer weite Wanderung zurückgelegt hatte, nach der er wieder zum Freilassungsort zurückgekehrt war. Am 15. Februar 2013 konnte er durch den damals in den Wintermonaten kurzfristig zweitägigen Telemetrierhythmus lebend festgestellt werden. Vermutlich in der Nacht von 15. auf 16. Februar 2013 kam der Kauz zu Tode. Am

16. Februar 2013 schneite es leicht über die Überreste des Vogels. Am 17. Februar 2013 wurde ein Todsignal festgestellt. Am Morgen des 18. Februars 2013 konnte nur noch das Skelett sowie die gerupften Federn des Tieres gefunden werden (Abb. 19 und 20).

Der Freilassungszeitpunkt wirkte sich deutlich auf die Überlebenszahlen der

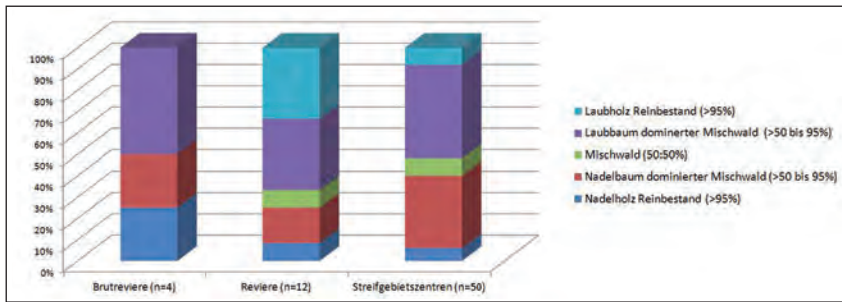


Abbildung 17: Waldtypen nach Mischungsverhältnis aus der Detailanalyse.

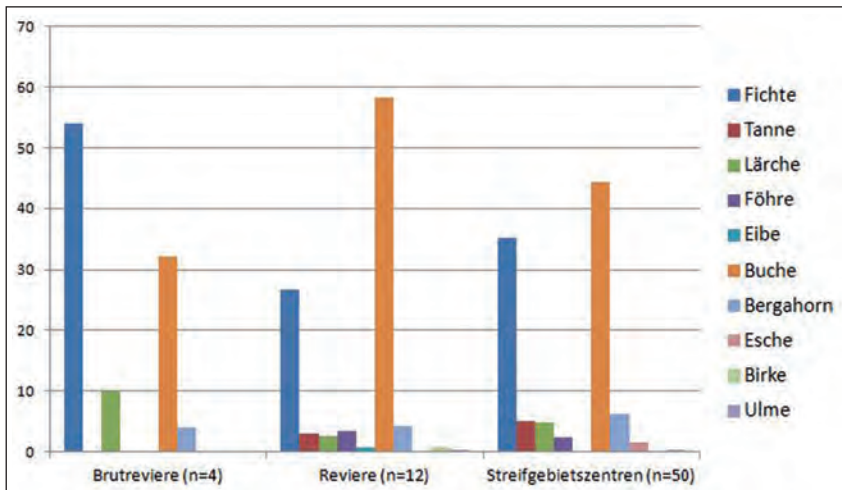


Abbildung 18: Prozentuelle Verteilung der Baumarten in der Oberschicht.

Jahr	Freigelassene	Besenderte	Überlebende	Überlebensrate
2009	9	9	3	33 %
2010	12	12	10	83 %
2011	20	20	14	70 %
2012	20	20	16	80 %
2013	9	5	?	?
Gesamt	70	66	48	73 %
ohne 2009	61	57	45	79 %

Tabelle 5: Überlebensraten nach Freilassungsjahren.

Habichtskäuze aus, der im Bereich eines Lebensalters von 90 Tagen zu liegen scheint. Die Käuze müssen alt genug sein, um einen ausreichenden Fluchtreflex aufzuweisen und müssen entsprechend fliegen können. Sie dürfen jedoch nicht so alt sein, dass das innerartliche Aggressionspotenzial und das Migrationsverhalten soweit entwickelt sind, dass die Jungen den Futtertisch nicht mehr aufsuchen und innerartliche Sozialkontakte meiden (SCHERZINGER 2006). Ein Alter von deutlich mehr als 100 Tagen – wo bereits die Selbständigkeit beginnt (MEBS & SCHERZINGER 2008) – führt dazu, dass die Habichtskäuze den Futtertisch meist nicht mehr annehmen und sofort mit der selbständi-

gen Jagd beginnen. Während einzelne Vögel durchaus in der Lage sein können, bereits unmittelbar nach der Freilassung ohne Futtertisch zu überleben (mindestens 7 Käuze nutzten niemals den Futtertisch und überlebten dennoch), ist der Großteil der Käuze mangels Training und Jagderfahrung für ihr Überleben auf eine temporäre Futterstelle angewiesen. Viele Tiere, die nicht den Futtertisch aufsuchen, sterben am Hungertod oder fallen Krankheiten zum Opfer. Die Unterernährung könnte die Ursache für die Krankheitsanfälligkeit sein. Besonders drastisch zeigte sich die Bedeutung des Freilassungszeitpunktes im ersten Jahr der Freilassung 2009. In diesem Jahr wurden die Käuze be-



Abbildungen 19 und 20: Überreste des vom Uhu skelettierten Habichtskauz' Mitte Februar 2013

ginnend mit der 2. Augushälfte im Alter von mehr als 120 Tagen freigelassen. Dies hatte zur Folge, dass im Wildnisgebiet kein einziger Vogel den Futtertisch aufsuchte und ein einmaliger, trauriger Ausfallrekord von 67 % (6 Vögel) dokumentiert werden musste. Die Freilassungsstrategie wurde in den folgenden Jahren geändert und die Überlebensrate stieg ab dem zweiten Freilassungsjahr signifikant an (Abb. 21 sowie auch Tab. 5) (LEDITZNIG & KOHL 2013, LEDITZNIG 2013). Die Käuze wurden während der gesamten Projektphase zwischen 15. Juni und 6. September freigelassen. Erfolgte die Freilassung in einem Lebensalter von 90 Tagen (je nach Schlupftermin zwischen Mitte Juni und Ende Juli) überlebten ca. 78 % der Jungvögel. Bei einem Freilassungszeitpunkt von deutlich über 100 Tagen kann dieser Wert auf ca. 33 % absinken (LEDITZNIG & KOHL 2013, LEDITZNIG 2013). Die verendeten Vögel kamen im Mittel 43,3 Tage nach der Freilassung zu Tode (Abb. 22). Zwei Drittel starben bereits während der ersten 50 Tage nach ihrer Freilassung. Das verbleibende Drittel starb innerhalb der nächsten 50 Tage.

3.6 Dispersion

Nachgewiesene Dispersion der freigelassenen Habichtskäuze aus dem Wildnisgebiet (siehe auch 2.1 Ansiedlungsgebiet) betrugen in zwei Fällen über 100 Kilometer. Diese beiden

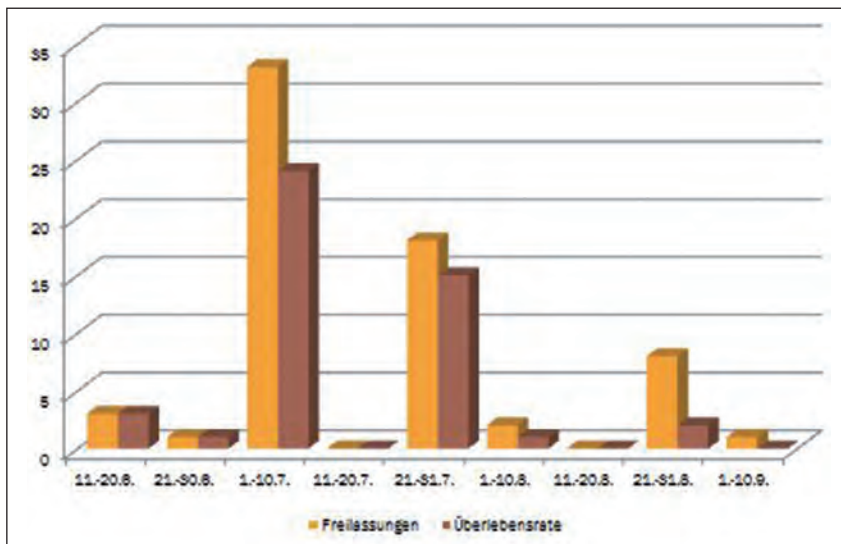


Abbildung 21: Die Überlebensraten in Bezug zum Freilassungszeitpunkt

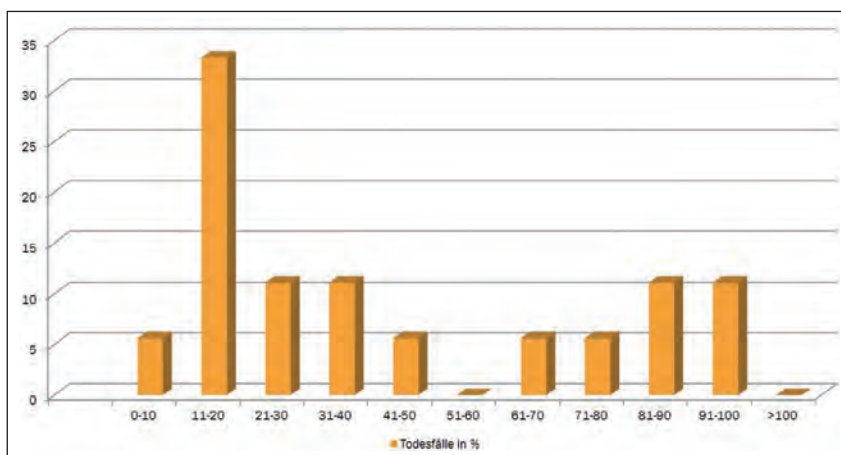


Abbildung 22: Todesfälle in Tagen nach der Freilassung in %

Käuze wanderten in die oberösterreichischen Traunauen (ca. 100 Km WNW des Freilassungsortes), wo sie sich ab Anfang bzw. Mitte Oktober 2010 mindestens 6 Monate bis März bzw. Juni 2011 aufhielten. In dieser Region war im Jahr 2007 bereits ein Habichtskauz beobachtet worden. Weitere Wanderungen in die Richtung bestehender Habichtskauzvor- kommen fanden zum Beispiel in die Schneebergregion (ca. 80 Km O), ins Ennstal (ca. 60 Km SW) sowie ins Gesäuse statt (ca. 40 Km SW). Diese Ergebnisse belegen, dass die Distanzen zu den bestehenden Populationen in Slowenien und Deutschland, die etwas mehr als 100 Kilometern von den Freilassungsorten des Wildnisgebietes liegen, von den Käuzen ohne Weiteres zurückgelegt werden können. Durch die hoffentlich neu entstehenden Trittsteine in Österreich können die Populationen miteinander verbunden werden. Der Zusammenschluss der beiden niederösterreichi-

schen Freilassungsgebiete mit einer Entfernung von weniger als 100 Kilometern konnte durch eine Verpaarung bereits dokumentiert werden (LEDITZ- NIG & KOHL 2013).

3.7 Nistkastenkontrollen

Bis zu Beginn der Brutsaison 2011 wurden an den durch die Radiotele- metrie bekannten Aufenthaltsorten der Habichtskäuze insgesamt 35 Nist- kästen montiert und in den Monaten April und Mai kontrolliert. Bis zum Frühjahr 2011 gab es eine Verpaar- ung von Habichtskäuzen (1/2 Jahre) sowie 8 Waldkauzbruten in Nistkä- sten. Damit waren 22,9 % der Nistkä-

ten von Eulen besetzt. Bis zu Beginn der Brutsaison 2012 wurden 48 Nist- kästen montiert und in den Monaten März bis Mai mehrfach kontrolliert. In zwei Nistkästen befanden sich brütende Habichtskäuze (1/1 und 1/2 Jahre), zwei Nistkästen waren von zumindest einem Einzelvogel be- setzt und in 30 Nistkästen befanden sich brütende Waldkäuze. Das bedeu- tet, dass 8,3 % der Kästen von Ha- bichtskäuzen besetzt worden waren und zu 62,5 % Waldkäuze die Kä- sten zur Brut nutzten. Insgesamt waren im Jahr 2012 70,8 % der angebotenen Nistkästen von Eulen bezogen (LE- DITZ- NIG & KOHL 2013). Bis zu Beginn der Brutsaison 2013 wurden 60 Nist- kästen montiert. Diese 60 Nistkästen wurden 2013 in den Monaten April und Mai mehrfach kontrolliert. Diese Kontrollen brachten folgendes Ergeb- nis: eine erfolglose Habichtskauzbrut sowie eine erfolglose Waldkauzbrut. Damit waren insgesamt nur 3,3 % der Nistkästen von Eulen besetzt (Tab. 6). Dies zeigt, wie stark in den alpinen Gebieten auch der Waldkauz von Kle- insäugern abhängig ist.

3.8 Nahrungsanalysen mittels Lichtschrankenerhebung

Nahrungsanalysen mit Hilfe von Ge- wölle sind beim Habichtskauz im Vergleich zu manch anderer Eule deutlich schwieriger, weil Habichts- käuze nur selten dieselben Tagesein- stände nutzen, wo sie ihre Gewölle abwerfen und auch die Bruthöhlen rel- ativ rein halten. Deshalb wurden mit- tels Lichtschrankenaufnahmen (Abb. 23) bei einem Habichtskauzbrutpaar Nahrungsanalysen durchgeführt. Das festgestellte Beutespektrum der Ha- bichtskäuze war im Kleinsäugergra- dationsjahr 2012 nicht sehr vielfältig. Die Nahrung setzte sich anscheinend ausschließlich aus Mäusen zusam- men. Für einen Zeitraum von acht Ta- gen konnten 112 Beutetiere zumindest auf Familienniveau bestimmt werden. Es handelte sich um 79 Rötelmäuse (70,54 %), 29 *Apodemus* Arten (25,89 %) sowie 4 *Microtus* Arten (3,57 %).

Jahr	Nistkästen	Habichtskauz	Waldkauz	Eulenbruten NK
2011	35	0	8	22,9 %
2012	48	4	30	70,8 %
2013	60	1	1	3,3 %

Tabelle 6: Ergebnisse der Nistkastenkontrollen von 2011 bis 2013.



Abbildung 23: Lichtschrankenaufnahme für die Nahrungsanalyse.

Ca. 10 % der Mäuse auf den Aufnahmen blieb unbestimmt (11 Tiere), aber auch hierbei handelte es sich um Mäuse. Schließlich handelte es sich in 100 % der Fälle an in den Nistkasten eingebrachten Beutetieren um Mäuse (LEDITZNIG & KOHL 2013). Die dokumentierten Nistkastenanflüge mit Nahrung bedeuten einen täglichen Futtereintrag von 15,4 Kleinsäugetieren. In diesem Nistkasten wurden 3 Jungkäuze aufgezogen, auf die pro Tag ca. 5,1 Mäuse pro Jungvogel kommen. Im Gegensatz zum nahe verwandten Waldkauz (MELDE 2004) tragen Habichtskäuze auch während der Tagesstunden regelmäßig Futter in den Nistkasten ein. In mäusearmen Jahren bildete sich das Nahrungsspektrum ebenso aus Insekten (wie große Käfer und Heuschrecken), Fröschen und Vögeln. In einem Fall wurde beobachtet, dass ein Habichtskauzweibchen einen Waldkauz rupfte. SAUROLA (2009) wies in Finnland nach, dass der Habichtskauz zwar als Generalist gilt, dessen Reproduktionserfolg jedoch stark von den Zyklen des Kleinsäugerbestandes abhängt. Zur Erfassung der Nahrungssituation und -verfügbarkeit für den Habichtskauz wird seit 10 Jahren im Wildnisgebiet durch das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (Universität für Bodenkultur) ein Kleinsäugermonitoring durchgeführt (KEMPTER & NOPP-MAYR 2013). Durch die terrestrische Telemetrie konnte diverses Jagdverhalten beobachtet werden. Beobachtet wurden sowohl Suchflüge als auch vor allem die Jagd von Ansitzen aus. Als Ansitze dienten in der Regel Bäu-

me, die oftmals auch abgestorben waren, aber in Ausnahmefällen auch Straßenbegrenzungspflöcke (LEDITZNIG & KOHL 2013, LEDITZNIG 2013).

4 Diskussion und Ausblick

In der ersten Projektphase des Wiederansiedlungsprojekts Habichtskauz im Wildnisgebiet Dürrenstein wurden erste Ziele erreicht. Die ersten Schritte zur Etablierung der Art in Österreich wurden – ebenso wie im Freilassungsgebiet Wiener Wald (ZINK 2012a, 2012b) – gesetzt, die ersten erfolgreichen Reproduktionen konnten bestätigt werden, das Nistkastennetzwerk wurde aufgebaut, und die Verbindung der Habichtskauzbestände aus den beiden Freilassungsgebieten wurde bestätigt. Anhand der Telemetrie konnte die Möglichkeit zur Vernetzung mit bestehenden Vorkommen in mehreren Fällen nachgewiesen werden. Die Wanderungen der Vögel, die Etablierungen der Reviere, die mögliche Verbindung zu vorhandenen Habichtskauzvorkommen sowie die ersten erfolgreichen Bruten lassen die Wiederansiedlung in ihrer Anfangsphase als erfolgreich erscheinen. Die Ergebnisse der Telemetrie wurden verfeinert, die Lebensraumnutzung wurde detailliert analysiert. Als vordringlichste Maßnahme für den Schutz der größten Waldeule stellte sich der Schutz von Altholzinseln heraus, womit wichtige Brutmöglichkeiten geschaffen würden. Das Nistkastennetzwerk wurde auf 70 Stück ausgeweitet, wobei diese ausschließlich in bekannten Revieren und Streifgebieten eines

Großteils der 70 freigelassenen Habichtskäuze montiert wurden. Mindestens 20 Habichtskäuze etablierten Reviere, was der Start für eine lokale Habichtskauzpopulation sein kann. Durch die weiten Wanderungen wurde die potentielle und tatsächliche Verknüpfung zu anderen Populationen hergestellt. Sollten sich einzelne Paare aus Slowenien bereits in Kärnten angesiedelt haben (PROBST & MALLE 2013), so beträgt die Entfernung ca. 100 km. Dies gilt auch für den Böhmerwald in Oberösterreich, aus dem in den letzten Jahren vermehrt Einzelsichtungen gemeldet werden (PLASS et al. 2011). Derartige Flugdistanzen konnten zumindest schon zweimal durch die Radiotelemetrie nachgewiesen werden. Die Hoffnung, dass das Wildnisgebiet als Trittstein zwischen den bestehenden Populationen im Norden und Süden unseres Bundesgebietes wirkt, scheint sich damit erfüllen zu können.

Wiederansiedlungsprojekte müssen im Sinne der frei zu lassenden Tiere nicht nur eine Vielzahl von Auflagen erfüllen (IUCN 1998), sie bedürfen auch einer möglichst lückenlosen Erfolgskontrolle, die einerseits über den Projektfortschritt Auskunft gibt und andererseits hilft, allfällige Fehler bei der Projektumsetzung zu korrigieren. SCHERZINGER (schriftl. Mitt. 2009) definiert für die Erfolgskontrolle folgende Punkte:

- Vermehrung in Gefangenschaft, naturnahe Aufzucht der Jungen, Erreichen der Fortpflanzungsfähigkeit;
- Überleben im arttypischen Biotop, arttypisches Verhalten, (Standortwahl, Nahrungswahl, Dispersion, Strich- und Zugbewegungen);
- Balzhandlungen, Nestbau, Eiablage, Brut, Brutpflege, Sozialgruppierung;
- Bestandsbegründung, Altersaufbau des Bestandes, Kontakte zu Nachbarpopulationen, Integration in Wildbestand, arttypischer Polymorphismus.

Die Nachverfolgung im gebirgigen Gelände, wie in den Ybbstaler Alpen und im Gesäuse zur Erfolgskontrolle im Sinne der von Scherzinger genannten Punkte gestaltete sich teilweise als aufwändig. Nachgewiesene Wanderungen von Habichtskäuzen aus dem Wildnisgebiet fanden in die oberösterreichischen Traunauen statt, wo im Jahr 2007 bereits ein Habichts-

kauz beobachtet wurde, sowie ins Schneeberggebiet, von dem die Beobachtungsorte der burgenländischen Habichtskäuze ca. 30 Kilometer entfernt liegen (eine Entfernung, die ein Habichtskauz in ein bis zwei Tagen zurücklegen kann). Von den Streifgebieten in der Steiermark, die von den im Wildnisgebiet freigelassenen Habichtskäuzen eingenommen wurden, beträgt die Entfernung nach Kärnten, wo immer wieder Habichtskäuze beobachtet werden können, ca. 50 Kilometer.

Die Reviergrößen entsprechen mit 2,5 km² bis 6,9 km² in etwa den internationalen Erfahrungen. So konnten in Polen auf 10 km² 3 Brutpaare festgestellt werden. Daraus wurde eine Reviergröße von 3,33 km² abgeleitet (CZUCHNOWSKI 1990). MEBS & SCHERZINGER (2008) geben für Finnland in vom Habichtskauz dicht besiedelten Gebieten eine ungefähre Reviergröße von 4 bis 5 km² an. Für Schweden wird eine mittlere Siedlungsdichte von 5 Brutpaaren pro 100 km² angegeben, was eine Reviergröße von 20 km² bedeuten würde (LUNDBERG 1981).

Essenziell für den Bruterfolg und das Überleben einer Art – und damit auch des Habichtskauzes – ist das ausreichende Vorhandensein von Nahrung. Beim Habichtskauz bedarf es dabei v.a. des Auftretens von vielen Kleinsäugern. Der Habichtskauzbestand in Finnland verläuft synchron zu den 3- bis 4-Jahreszyklen der Kleinsäuger (PIETIÄINEN & SAUROLA 1997, BROMMER et al. 1998, BROMMER et al. 2002, SAUROLA 2003). Auch der Kleinsäugerbestand im Wildnisgebiet unterlag im letzten Jahrzehnt einem 4-Jahreszyklus (KEMPTER & NOPP-MAYR 2013). Sollte dieser Rhythmus, der von der Buchenmast abhängig ist, in etwa auch in den kommenden Jahren eingehalten werden, so können sich auch die relativ langlebigen Habichtskäuze auf diesen Zyklus einstellen.

Ergebnis einer ausreichend und verfügbaren Nahrung sind erfolgreiche Bruten. Mit 4 etablierten Paaren, von denen 2012 bereits zwei brüteten, und mindestens zwölf weiteren reviertreuen Habichtskäuzen ist es gelungen, den Grundstein für eine künftige Population in den niederösterreichischen Kalkalpen zu legen. Die Bruterfolge der Waldkäuze und Habichtskäuze schwankten im Projektzeitraum stark, was mit der Nahrungsverfügbarkeit in Form von

Kleinsäugern in Verbindung zu bringen war. Populationsschwankungen der Hauptbeutetiere der Habichtskäuze, der Kleinsäuger, während der letzten Jahre konnten dokumentiert werden, ohne dass es mit Ausnahme des Bruterfolges, negative Auswirkungen auf die freigelassenen und etablierten Käuze zeigte. Begünstigt wurden die sehr erfolgreichen Bruten 2012, wie bereits ausgeführt, durch ein Mäusegradationsjahr, das sich aufgrund des Buchenmastjahres 2011 entwickelte. Erst die vielen Kleinsäuger ermöglichten diese große Jungenzahl (KOPIMÄKI & SULKAVA 1987, BROMMER et al. 2002). Wobei sich anhand der Studie von KEMPTER & NOPP-MAYR (2013) zeigt, dass im Wildnisgebiet die Ergebnisse des Kleinsäugermonitorings 2012 unter jenen des Jahres 2004 lagen und auch die Ergebnisse von 2008 nicht überschritten werden konnten. Man kann daher hinsichtlich des Nahrungsangebots von einem sehr guten, aber „steigerungsfähigen Kleinsäugerjahr“ ausgehen.

Ziel war es, im Wildnisgebiet jährlich zumindest 10 junge Habichtskäuze in die freie Wildbahn zu entlassen. Mit durchschnittlich 14 freigelassenen Habichtskäuzen pro Jahr ist dies überzeugend gelungen. Ein wichtiger Schritt zum Erfolg des Projektes war es, zu gewährleisten und zu dokumentieren, dass eine ausreichende Anzahl an Jungvögeln überlebt. Mit einer Überlebensrate von ca. 79 % (ohne Berücksichtigung des Jahres 2009, siehe Ergebnisteil) liegen die Werte deutlich über jenen in freier Wildbahn. Diese Tatsache dürfte auf mehrere Ursachen zurückzuführen sein: In der Voliere herrscht kein Nahrungsmangel und es ist ausreichende Nahrungsqualität vorhanden (im Wildnisgebiet werden zu ca. 85 % Mäuse und Ratten gefüttert; die restlichen 15 % setzen sich aus Tagesküken zusammen). Die Zeit der Ästlingsphase, während der die Jungkäuze nur schlechtes bzw. kein Flugvermögen besitzen und daher oft Fressfeinden zum Opfer fallen, wird weitgehend im Schutz der Voliere verbracht. Der Faktor der Prädation entfällt während dieser heiklen Lebensphase. Qualitativ und quantitativ ist ausreichende Nahrungsversorgung außerhalb der Voliere nach der Freilassung am Futtertisch vorhanden. Ungünstige Witterungsverhältnisse kommen in der

Voliere nicht zum Tragen. Engmaschiges Monitoring ermöglicht individuelle Unterstützung, das zumindest einem Habichtskauz unmittelbar nach der Freilassung im Wildnisgebiet das Überleben gesichert hat. Der Vogel war nach einer Schockmauser des Stoßes nicht in der Lage ausreichend Beute zu schlagen. Er konnte eingefangen und erfolgreich im darauffolgenden Jahr frei gelassen werden. Die Überlebensraten der freigelassenen Habichtskäuze waren stark abhängig vom Zeitpunkt der Freilassung, der im Bereich eines Lebensalters von 90 Tagen zu liegen scheint (in der Regel im Juli).

Aufgrund der Erfahrungen im Nationalpark Bayerischer Wald (SCHERZINGER 2006) und der großen Ansiedlungsdichte im Umfeld der Freilassungsgebiete, kann davon ausgegangen werden, dass die Lebensräume für den Habichtskauz als geeignet anzusehen sind, zumal die etablierten Vögel auch schon unterschiedlichsten Witterungs- und Nahrungsverhältnissen während der Wintermonate ausgesetzt waren. In Mitteleuropa sind die Habichtskäuze im Allgemeinen von der forstlichen Nutzung und von intensiver Landwirtschaft bedroht (STERRY et al. 2000, LUNDBERG & WESTMAN 1984). BAUER (1997) fordert die Einrichtung von Schutz- und Ruhezonen um den Brutplatz sowie Veränderung der Forstwirtschaft in Richtung größere Altersstufung mit Altholzbeständen und Freiflächen. LUNDBERG & WESTMAN (1984) brachten in Territorien, in denen sie keine Brutmöglichkeiten bzw. solche von minderer Qualität feststellten, Nistkästen an. Dies wird auch im und um das Wildnisgebiet in Abstimmung mit den Eigentümern durchgeführt. Derzeit unterstützen 18 Grundeigentümer (14 privat, 4 öffentlich) durch die Genehmigung zur Nistkastenmontage das Projekt. Ziel muss es aber sein eine von den Nistkästen unabhängige Habichtskauzpopulation aufzubauen. Auch der Verkehr und Forstzäune stellen Gefahren für die Vögel dar, da sie in Bodennähe Freiflächen überfliegen (STERRY et al. 2000). Durch die geringe Fluchtdistanz fielen und fallen Habichtskäuze der direkten Verfolgung durch Menschen zum Opfer (STERRY et al. 2000). Im Wildnisgebiet konnte bisher nur ein Ausfall durch Stromtod verzeichnet werden. Ebenso ist die Verfügbarkeit der Beutetiere im

ganzjährig besetzten Territorium ausschlaggebend für ein Vorkommen des Habichtskauz' (STERRY et al. 2000). Trotz des großen Gefährdungspotenzials konnte das Monitoring belegen, dass die gewünschte Verbindung zwischen den beiden Freilassungsgebieten Wildnisgebiet Dürrenstein und Biosphärenpark Wiener Wald in Einzelfällen bereits nach drei Jahren nach der ersten Freilassung gelungen ist. Da auch zwischen den beiden Gebieten ausreichend potenzielle Lebensräume für die Habichtskäuze bestehen (ZINK & PROBST 2009), kann in den nächsten Jahren auf die Etablierung von Paaren in diesem Raum gehofft werden.

So mancher von SCHERZINGER (2006) formulierte Punkt zur Erfolgskontrolle konnte bereits, zumindest in Ansätzen, erfüllt werden. Die Erfüllung der Bestandsbegründung, eines entsprechenden Altersaufbaus des Bestandes, die Integration in den Wildbestand und arttypischer Polymorphismus müssen die weiteren Ziele sein. In den ersten fünf Jahren des Wiederansiedlungsprojektes wurde – nach dessen Aussterben in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts – die Basis für eine neuerliche Etablierung einer autonomen Habichtskauzpopulation in den nördlichen Kalkalpen bzw. in Österreich gelegt. Für eine dauerhafte Etablierung der Art ist eine Fortsetzung des Projektes für weitere fünf bis zehn Jahre unerlässlich, um die Basis in den kommenden Jahren noch weiter aus- und aufzubauen. Weitere Freilassungen sollen die Population stabilisieren. Die Telemetrie soll ab dem sechsten Freilassungsjahr eingeschränkt – aber weiterentwickelt – fortgesetzt werden. Weitere Monitoringarbeiten wie zum Beispiel Nistkastenkontrollen werden jährlich fortgesetzt, um die Bruterfolge der Habichtskäuze (und auch Waldkäuze) auch weiterhin zu evaluieren bzw. den Nistkastenbedarf in den unterschiedlichen Gebieten zu analysieren und weiterhin gezielt Nistkästen zu montieren. Verstärktes Augenmerk soll auf den Schutz potentieller Brutbäume für die größte – in unseren Breiten vor allem höhlenbrütende – Waldeule gelegt werden. Die in Freiheit geschlüpften Jungvögel sollen weiterhin beringt werden, und generell soll ein verstärktes Augenmerk auf Naturbruten in und außerhalb der Nistkästen gelegt werden.

Um deren Entwicklung dokumentieren zu können, wird es notwendig sein, ein erweitertes Monitoringkonzept zu entwickeln.

Zusammenfassung/Abstract

Seit dem Jahr 2009 wurden im Wildnisgebiet Dürrenstein und dem umgebende Natura 2000 Gebiet Ötscher-Dürrenstein im Südwesten Niederösterreichs (Bezirk Scheibbs) insgesamt 70 Habichtskäuze freigelassen (2009: 9 Vögel, 2010: 12 Vögel, 2011: 20 Vögel, 2012: 20 Vögel, 2013: 9 Vögel; insgesamt 38 männliche Tiere, 32 weibliche Tiere) (s. Tab. 1 und KOHL & LEDITZNIG 2012). Nach fünf Freilassungsjahren konnten vier Paarbildungen sowie die Gründung von zwölf weiteren Revieren zumindest durch einen Einzelvogel dokumentiert werden. Während dieser Zeit wurden zur Unterstützung der Käuze 70 Lärchenholznistkästen durch die Wildnisgebietsverwaltung am Alpennordrand in den unterschiedlichsten Waldbeständen angebracht. Im Jahr 2012 konnten 2 erfolgreiche Bruten mit durchschnittlich 5,5 Eiern und 4 Jungen festgestellt werden. Begünstigt wurden diese Bruterfolge durch ein Kleinsäugergradationsjahr. Dies spiegelte sich auch in den Nahrungsanalysen wieder. Bei 123 festgestellten Beutetieren eines Brutpaares handelte es sich zu 100 % um Kleinsäuger. Drei der Brutvögel waren einjährig, ein Vogel zweijährig. Nach diesen ersten Erfolgen und der Schaffung der Basis für eine künftige Habichtskauzpopulation wird es gemäß den Erfolgskriterien von Scherzinger (1987, 1996) wichtig sein, weitere Schritte für einen entsprechenden Altersaufbau des Bestandes, für die Integration in den Wildbestand und für einen arttypischer Polymorphismus zu setzen.

Danksagung

Wir danken FRANZ AIGNER, FRANZ ALFONS, ANDREAS ENICKL, WALTER ENICKL, HANS FREY, ANITA GAMAUF, DANIEL KREINER, VERA KUPELWIESER, KONRAD LANGER, WILHELM LEDITZNIG, ALEXANDER MARINGER, REINHARD OSTERKORN, REINHARD PEKNY, JOSEF PENNERSTORFER, WOLFGANG SCHERZINGER, TERESA SCHUHMACHER, HANS ZEHETNER, RICHARD ZINK, sowie mitwirkenden Institutionen wie dem Alpenzoo Innsbruck, dem Biosphärenpark Wienerwald, der Ös-

terreichischen Bundesforste AG, der Eulen- und Greifvogelstation Haringsee, dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie unter der Leitung von WALTER ARNOLD, dem Land Niederösterreich, insbesondere der Naturschutzabteilung des Landes, dem Nationalpark Gesäuse, der Greifvogelstation OAW Linz, der Stadt Wien, dem Tiergarten Salzburg, dem Tiergarten Schönbrunn, den Tierparks Grünau, Herberstein und Hirschstetten, der Universität für Bodenkultur, dem Verein für Tier- und Naturschutz in Österreich, dem Verein für Tier-, Umwelt- und Naturschutz in Österreich, der Veterinärmedizinischen Universität Wien, der Österreichischen Zooorganisation, allen privaten Züchtern, allen Partnern des Projektes, allen Beteiligten sowie Forstverwaltungen und Grundbesitzern für ihre Unterstützung.

5 Literatur

- BAUER HG 1997: Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Aula Wiesbaden
- BERG HM 1997: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Vögel (Aves), 1. Fassung 1995. NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien, 184 S.
- BÖHM S & ZINK R 2010: Das Comeback der großen Waldeule – ein Rückblick auf das erste Jahr der Habichtskauz-Wiederansiedlung in Österreich. Eulen-Rundblick 60:
- BROMMER JE, PIETIÄINEN H. & KOLUNEN H 1998: The effect of age at first breeding on Ural owl lifetime reproductive success and fitness under cyclic food conditions. J Anim. Ecol 67: 359-369
- BROMMER JE, PIETIÄINEN H & KOLUNEN H 2002: Reproduction and survival in a variable environment: Ural owls (*Strix uralensis*) and the three-year vole cycle. Auk 119/2: 544-550
- CZUCHNOWSKI R 1993: Breeding ecology of the Ural Owl *Strix uralensis* in the Niepolomicka Forest. Remiz 2: 7-12
- ENGELMAIER KH 2007: Das Konzept der Nistkästen als erste Hilfe für wiederangesiedelte Habichtskäuze. In: European Ural Owl Workshop. Hrsg. Nationalpark Bayerischer Wald. Tagungsband, Heft 8: 76-81
- ENGLEDER T 2001: Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) auf der österreichischen Seite des Böhmerwaldes. In: European Ural Owl workshop. Hrsg. Nationalpark Bayeri-

- scher Wald. Tagungsband, Heft 8: 72-75
- EXO KM, FIEDLER W & WIKELSKI M 2013: Auf dem Weg zu neuen Methoden: Rund-um-die-Uhr-Beobachtung ein Leben lang. Falke 60, Sonderheft 2013 (Vogelzug): 20-25
- FRÜHAUF J 2005: Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 14/1: 406 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM UN & BAUER KM 1994: Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Band 9 – Columbiformes – Piciformes – Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. AULA Wiesbaden
- HAUSKNECHT R, JACOBS S, MÜLLER J, ZINK R, FREY H, SOLHEIM R, VREZEC A, KRISTIN A, MIHOK J, KERGALE I, SUROLA P & KUEHN R 2013: Phylogeographic analysis and genetic cluster recognition for the conservation of Ural Owls (*Strix uralensis*) in Europe. J Ornithol online: DOI 10.1007/s10336-013-0994-8
- IUCN 1998: Guidelines for Re-introductions. 1-10 IUCN, The Nature Conservation Bureau Ltd., Newbury, UK., Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- KEMPTER I & NOPP-MAYR U 2013: Langzeit-Monitoring von Kleinsäugetieren im Wildnisgebiet Dürrenstein. Silva Fera, Bd. 2: 94-99
- KENWARD RE 1987: Wildlife Radio Tagging, Equipment, Field techniques and Data Analysis, Academic Press, 222 S.
- KOHL I & LEDITZNIG C 2012: Einsatz der Telemetrie zur Unterstützung der Wiederansiedlung des Habichtskauz' *Strix uralensis* im Wildnisgebiet Dürrenstein (Österreich). Eulen-Rundblick 62: 14-22
- KOHL I & LEDITZNIG C 2013: Die Telemetrie beim Habichtskauz-Wiederansiedlungsprojekt (*Strix uralensis*) im Wildnisgebiet Dürrenstein. Silva Fera – wissenschaftliche Nachrichten aus dem Wildnisgebiet Dürrenstein 2: 33-46
- KORPIMÄKI E & SULKAVA S 1987: Diet and breeding performance of Ural owls *Strix uralensis* under fluctuating food conditions. Orn Fenn 64: 57-66
- KOZINA U 1982: Nachweis eines Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Kärnten. Egretta 25: 18-19
- KÜHN R 2009: Molecular genetic differentiation of European Ural owl *Strix uralensis* population. Final Report. Technische Universität München, unveröffentl. 17 S.
- LEDITZNIG C 1996: Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donauanahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. Abh.Zool.-Bot.Ges.Österreich 29: 47-68
- LEDITZNIG C 1999: Zur Ökologie des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donauanahen Gebieten des Mühlviertels. Nahrungs-, Habitat- und Aktivitätsanalysen auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. Diss. a.d. BOKU, Wien, 200 S.
- LEDITZNIG C 2013: Die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) im Wildnisgebiet Dürrenstein. Acta ornithoecologica, Jena 7.4: 239-258
- LEDITZNIG C & KOHL I 2013: Die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in den nördlichen Kalkalpen. Silva Fera – wissenschaftliche Nachrichten aus dem Wildnisgebiet Dürrenstein 2: 78-93
- LEDITZNIG C & KOHL I 2014: Habitatanalyse beim Habichtskauz (*Strix uralensis*) im Rahmen der Wiederansiedlung am niederösterreichischen Alpennordrand. Silva Fera – wissenschaftliche Nachrichten aus dem Wildnisgebiet Dürrenstein 3, in Vorbereitung
- LEDITZNIG C & LEDITZNIG W 2006: Bestandessituation des Schwarzstorchs (*Ciconia nigra*), Steinadlers (*Aquila chrysaetos*), Wanderfalken (*Falco peregrinus*) und Uhus (*Bubo bubo*) in der „Special Protection Area“ (SPA) „Ötscher-Dürrenstein“. In Greifvögel & Eulen in Österreich, Hrsg. Gamauf A & Berg HM, Wien, S. 143-164
- LEDITZNIG C, LEDITZNIG W & OSTERKORN R 2007: REKONVALESCENZ und erfolgreiche Wiederfreilassung eines weiblichen Wanderfalken (*Falco peregrinus*). Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 18: 27-45
- LUNDBERG A 1981: Population ecology of the Ural Owl *Strix uralensis* in Central Sweden. Ornith. Scand. 12: 111-119
- LUNDBERG A & WESTMAN B 1984: Reproductive success, mortality and nest site requirement of the Ural Owl *Strix uralensis* in central Sweden. Ann. Zool. Fennici 21: 265-269
- MEBS T & SCHERZINGER W 2008: Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos Naturführer, überarbeitete und aktualisierte Auflage, Stuttgart
- MELDE M 2004: Der Waldkauz. Die neue Brehm-Bücherei, 4. unveränderte Auflage, Westarp Wissenschaften, Bd. 564
- MIHOK J & FREY H 2013: Der Habichtskauz (*Strix uralensis*) in der Ostslowakei. Bericht über die Tätigkeiten des Ornithologen Jozef Mihok zum Schutz dieser Eulenart. Silva Fera 2: 16-21
- MÜLLER J 2007: Erster sicherer Nachweis einer erfolgreichen Habichtskauzbrut auf natürlichem Nistplatz im Bayerischen Wald 2007. In: European Ural Owl workshop. Hrsg. Nationalpark Bayerischer Wald. Tagungsband, Heft 8: 60-63
- MÜLLER J, SCHERZINGER W, BENUSI E, BODOVA M, BUFKA L, DANKO S, ENGLER T, ENGLMAIER K, FREY H, GENERO F, HAUSKNECHT R, KARASKA D, KIENER H, KLOUBEC B, KORNAN J, KRISTIN A, KÜHN R, LORENC T, LUKAC G, MEBS T, MIHOK J, MONING C, OLENSAK M, PACENOVSKY S, SANGIGA M, SAUROLA P, SOTNAR K, VREZEC A & ZINK R 2007: European Ural Owl workshop. Hrsg. Nationalpark Verwaltung Bayrischer Wald, Grafenau, 8: 92 S.
- PLASS J, PÜHRINGER N & HASLINGER G 2011: Ergebnisse der Eulenerhebung in Oberösterreich 2010. Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 2011, 19/1-2: 65-82
- PIETIÄINEN H & SAUROLA P 1997: *Strix uralensis* – Ural Owl. In: Hagemeijer WJM & Blair MJ (eds) 1997: The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London
- PROBST R & MALLE G 2013: Der Habichtskauz (*Strix uralensis*) in Kärnten. Silva Fera 2: 26-30
- PÜHRINGER N 2008: Aktiv für Eulen – Anregungen für Forstleute und Landwirte. ÖBf/WWF, Wien, 28 S.
- RUBENSER H 2009: Habichtskauz-Beobachtung im Europaschutzgebiet Traundonauauen 2008. Öko.L 31/2: 24-25
- SAUROLA P 1992: Population Studies of the Ural Owl *Strix uralensis* in Finland. In: The Ecology and Conservation of European Owls. UK Nature Conservation, Peterborough 5: 28-31
- SAUROLA P 1997: Monitoring Finnish owls 1982 – 1996: methods and results. In Duncan, H., D. Johnson & Th. Nicholls: Biology and conservation of owls of the northern hemisphere. Report NC-190/St. Paul: 363-380
- SAUROLA P 2003: Life of the Ural Owl *Strix uralensis* in a cyclic environment: some results of a 36-year study. Acrocephalus 27: 76

- SAUROLA P 2009: Bad news and good news: population changes of Finnish owls during 1982–2007. In: Johnson DH, Van Nieuwenhuyse D & Duncan JR (eds): Proc. Forth World Owl Conf. Oct-Nov 2007, Groningen, The Netherlands, Ardea 97: 469-482
- SCHÄFFER N 1990: Beobachtungen an ausgewilderten Habichtskäuzen (*Strix uralensis*). Eine Untersuchung mit Hilfe der Radiotelemetrie. Anz. Orn. Ges. Bayern 29: 21-38
- SCHERZINGER W 1985: Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. Wiss. Schriftenr. Bayer. Staatsmin. München, 12: 1-123
- SCHERZINGER W 1987: Reintroduction of the Ural Owl in the Bavarian Forest national Park, Germany. In: Biology and Conservation of Northern Forest Owls. USDA Forest Service Gen. Techn. Report R-M 142/Winnepeg: 75-80
- SCHERZINGER W 1996: Walddynamik und Biotopansprüche des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 29: 5-16
- SCHERZINGER W 2006: Die Wiederbe-gründung des Habichtskauz-Vorkommens *Strix uralensis* im Böhmerwald. Ornith. Anz. 45: 97-156
- SCHERZINGER W 2007: Der Habichtskauz kehrt zurück: Wiederansiedlung im Böhmerwald. Falke. 54: 370-375
- SCHERZINGER W & ZINK R 2010: Ein Netzwerk für den Habichtskauz *Strix uralensis*. Eulen-Rundblick 60: 20-28
- STEINER H 1999: Erfolgchancen einer Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Österreich. Wissenschaftliche Erfolgsprognose, vorläufige Abschätzung. WWF Studie 40 im Auftrag von EGS, Verein Eulen- und Greifvogelschutz Österreich, 57 S.
- STEINER H 2001: Von Wäldern und Habichtskäuzen (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. Öko.L 23/2: 14-22
- STEINER H 2007: Bewertung der Lebensräume im Wildnisgebiet Dürrenstein sowie im Natura 2000 Gebiet Ötscher Dürrenstein im Hinblick auf ihre Tauglichkeit für die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). Unveröffentl. Studie im Auftrag der Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, 29 S.
- STERRY P, CLEAVE A, CLEMENTS A & GOODFELLOW P 2000: Die Vögel Europas. Mosaik Verlag München
- VREZEC A & KOHEK K 2002: Some breeding habits of the Ural Owl *Strix uralensis* in Slovenia. Acrocephalus 23 (115):179-183
- VREZEC A & TUTIS V 2003: Characteristics of North Dinaric Ural Owl (*Strix uralensis macroura*) population. Dornbirn
- ZINK R 2012a: Zwischenbericht Habichtskauz Wiederansiedlung in Österreich (2010/2011). Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Wien, unveröffentl. 44 S.
- ZINK R 2012b: Wiederansiedlung von Habichtskäuzen (*Strix uralensis*) am östlichen Alpennordrand. Silva Fera, 2 Sonderheft Habichtskauz: 66-78
- ZINK R & PROBST R 2009: Aktionsplan Habichtskauz (*Strix uralensis*) Grundlagen und Empfehlungen. Wien, unveröffentl. 24 S.

Dr. Ingrid Kohl
 ingrid.kohl@wildnisgebiet.at
 Dipl. Ing. Dr. Christoph Leditznig
 christoph.leditznig@wildnisgebiet.at,
 beide: Schutzgebietsverwaltung
 Wildnisgebiet Dürrenstein
 Brandstatt 61, A-3270 Scheibbs,
 Österreich
 Tel.: +43748243203

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Eulen-Rundblick](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [64](#)

Autor(en)/Author(s): Kohl Ingrid, Leditznig Christoph

Artikel/Article: [Die Wiederansiedlung des Habichtskauz' *Strix uralensis* in Österreich – Überblick über fünf Jahre Forschung im Wildnisgebiet Dürrenstein 28-42](#)