

**Langzeitstudie (1987 – 1997) zur Biologie, Ökologie und Dynamik
einer Steinkauzpopulation (*Athene noctua* SCOP. 1769)
im Lebensraum der Mechernicher Voreifel**

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn

vorgelegt von

Karl-Wilhelm Zens

aus

Düren-Birkesdorf

Bonn 2005

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen
Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. G. Kneitz

2. Referent: Prof. Dr. W. Böhme

Tag der Promotion: 27.04.2005

Diese Dissertation ist im Jahr 2005 auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn

http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert worden.

Inhaltsverzeichnis

| | Seite |
|--|-------|
| I. EINLEITUNG | 1 |
| Stand der Forschung | 1 |
| | |
| II. UNTERSUCHUNGSGEBIET | 4 |
| 1. Lage | 4 |
| 2. Geologie und Boden | 4 |
| 3. Klima | 6 |
| 4. Naturraum und Landschaftsstruktur | 8 |
| | |
| III. MATERIAL UND METHODEN | 10 |
| 1. Bestandsaufnahme | 10 |
| 2. Fang der Steinkäuze | 11 |
| 3. Erhebung brutbiologischer Daten | 12 |
| 4. K-Faktoren-Analyse | 12 |
| 5. Erfassung des Migrationverhaltens juvener und adulter Steinkäuze | 13 |
| 6. Radiotelemetrie | 14 |
| 6.1 Beschreibung der Sender, deren Anbringung und deren Akzeptanz bei den Untersuchungstieren | 14 |
| 6.2 Mobile Empfangsanlage | 16 |
| 6.3 Datenerfassung und Auswertung | 17 |
| 7. Habitatkartierung | 18 |
| 7.1 Auswertung | 19 |
| 8. Angewandte Methoden der Statistik | 19 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| IV. | ERGEBNISSE UND DISKUSSION | 20 |
| IV. 1. | DIE STEINKAUZ-POPULATION IN DER VOREIFEL | 20 |
| 1. | Population | 20 |
| 1.1 | Abgrenzung der Population | 20 |
| IV. 2. | POPULATIONSBIOLOGIE | 21 |
| 1. | Siedlungsdichte | 21 |
| 1.1 | Entwicklung der Siedlungsdichte von 1987 bis 1997 | 21 |
| 1.2 | Verlassene und neu besetzte Reviere im Vergleich | 23 |
| 1.3 | Siedlungsdichte und verlassene Reviere im Vergleich | 25 |
| 2. | Reviertreue | 26 |
| 2.1 | Reviertreue bei adulten Steinkäuzen | 26 |
| 2.2 | Umsiedlungsgründe bei Männchen und Weibchen | 27 |
| 2.3 | Umsiedlungsentfernungen bei Männchen und Weibchen | 29 |
| IV. 3. | REVIER-KLASSEN | 33 |
| 1. | Bildung von Revierklassen | 33 |
| 1.1 | Einteilung der Steinkauz-Reviere in fünf Klassen | 33 |
| 1.2 | Lage der klassifizierten Reviere im Untersuchungsgebiet | 34 |
| 2. | Revierklassen im Vergleich | 34 |
| 2.1 | Bruterfolg und Revierwechselrate | 34 |
| 2.2 | Habitatstrukturen ausgewählter klassifizierter Reviere | 35 |
| IV. 4. | BRUTBIOLOGIE | 37 |
| 1. | Legebeginn | 37 |
| 1.1 | Einzelbetrachtung von 1989 bis 1997 | 37 |
| 1.2 | Gesamtbetrachtung von 1989 bis 1997 | 38 |
| 2. | Schlupfbeginn | 38 |
| 2.1 | Gesamtbetrachtung von 1989 bis 1997 | 38 |
| 3. | Bruterfolg | 39 |

| | | |
|--------|---|----|
| 3.1 | Gelegestärke | 39 |
| 3.2 | Schlupf- und Bruterfolg | 40 |
| 4. | Zeitpunkte und Ursachen brutzeitlicher Bestandsänderung | 44 |
| 4.1 | Differenzierte Betrachtung brutzeitlicher Bestandsänderung von 1987 bis 1997 | 44 |
| 4.2 | Bedeutung der brutzeitlichen Verluste für die Gesamtmortalität | 45 |
| 4.3 | Einfluss der Prädatoren auf die brutzeitliche Verlustrate | 46 |
| | | |
| IV. 5. | MIGRATIONSGESCHEHEN | 49 |
| 1. | Dismigration nestjung beringter Steinkäuze | 49 |
| 1.1 | Abwanderung aus dem elterlichen Revier | 49 |
| 1.2 | Ansiedlungsverhalten vorjähriger Männchen und Weibchen | 50 |
| 1.2.1 | Ansiedlungsentfernungen | 50 |
| 1.2.2 | Abwanderungsrichtungen | 53 |
| 1.3 | Ansiedlungsverhalten von Nestgeschwistern | 55 |
| 2. | Emigration und Immigration | 56 |
| | | |
| IV. 6. | LEBENSZEIT-REPRODUKTION VON WEIBCHEN | 58 |
| 1. | Jährlicher Bruterfolg | 58 |
| 2. | Alter und Bruterfolg | 58 |
| 3. | Lebenszeit-Nachkommensproduktion | 60 |
| | | |
| V. | SCHLUSSBETRACHTUNG | 63 |
| | | |
| VI. | ZUSAMMENFASSUNG | 66 |
| | | |
| VII. | LITERATURVERZEICHNIS | 69 |

Danksagung

Mein ganz besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. G. Kneitz für die Überlassung des Themas und die umfassende Betreuung der vorliegenden Arbeit.

Ebenfalls möchte ich ganz herzlich Herrn Dr. K.-M. Exo (Institut für Vogelforschung, Wilhelmshaven) für die zahlreichen Anregungen und kritischen Diskussionen danken. Auch möchte ich an dieser Stelle allen Grundstückseigentümer herzlich danken, die mir in den ganzen Jahren jederzeit den uneingeschränkten Zugang zu ihren Grundstücken erlaubten.

Die Landräte der Kreise Euskirchen und Düren und das Institut für Vogelforschung erteilten freundlicherweise die Sondergenehmigungen zur Beringung und Markierung der Steinkäuze mit Sendern, der Landrat des Kreises Euskirchen zusätzlich die Ausnahmegenehmigung zum Befahren von gesperrten Straßen und Wegen.

Schließlich möchte ich meinen Mitgesellschaftern aus der Föno für ihre Unterstützung bei der Fertigstellung der Arbeit ganz herzlich danken.

Zuletzt gilt mein ganz persönlicher Dank meiner Frau Brigitte und meinen Eltern für ihre Geduld und ihr Vertrauen.

I. EINLEITUNG

I.1 Stand der Forschung und Aufgabenstellung

Der Steinkauz (*Athene noctua*, SCOPOLI 1769) hat sein Hauptverbreitungsgebiet (Primärhabitat) in den gemäßigten innerasiatischen und mediterranen Steppen und Halbwüsten (VOOS 1962, MEBS & SCHERZINGER 2000). Von dort aus besiedelte er die tiefgelegene, waldfreie Kulturlandschaft West- und Mitteleuropas (Sekundärhabitat), sofern sich dort geeignete Strukturelemente und Ernährungsbedingungen boten (SCHERZINGER 1981).

Bis Mitte des 20. Jahrhunderts war der Steinkauz in Mitteleuropa verbreitet, regional auch häufig (SCHÖNN et al. 1991). In den 60er Jahren setzte, parallel zu den großflächigen Veränderungen der Landschaftsstrukturen (Intensivierung der Landwirtschaft, Ausdehnung des Straßen- und Siedlungsbaus), ein Bestandsrückgang ein, der in den vergangenen Jahrzehnten zu einer drastischen Abnahme des Steinkauzbestandes in weiten Teilen Mitteleuropas führte (GLUTZ & BAUER 1980, SCHÖNN 1986).

Auch in Deutschland, wo nach NIETHAMMER (1938) früher der Steinkauz mit Ausnahme der rauheren Gebirgslagen weit verbreitet war, ist heute die Art stellenweise bereits völlig verschwunden (GLUTZ & BAUER 1980, SCHÖNN et al. 1991). In der Roten Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Tierarten wird er aktuell in der Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) geführt (WITT et al. in BENOT et al. 1998).

Ihr heutiger Verbreitungsschwerpunkt liegt nördlich der Mittelgebirge (RHEINWALD 1980), wobei in Nordrhein-Westfalen mit ca. 4500 – 5000 Brutpaaren (WITT 1985) die weiträumig größte Dichte erreicht wird (Gefährdungskategorie 3, GRO & WOG 1999). Die hauptsächlichen Siedlungsareale sind dort zur Zeit die beweideten Obstwiesen der westlichen Jülicher Börde, die Niederungsgebiete Mittelwestfalens und die kopfbaumreichen Grünlandgebiete des unteren Niederrheins, dem größten noch zusammenhängenden Verbreitungsgebiet dieser Art (AG zum Schutz bedrohter Eulen 1978, LOSKE 1986, EXO 1987). Doch auch in diesen Regionen sind die Bestände durch die fortwährende Intensivierung der Landwirtschaft und der fortschreitenden Erschließung immer neuer Siedlungs- und Gewerbeflächen in zunehmendem Maße gefährdet.

Eine am Rande der Nordeifel von HERWIG 1978/79 durchgeführte Bestandserfassung ergab, daß zu dieser Zeit der Steinkauz seine höchste Siedlungsdichte in der Zülpicher Börde besaß

(in: HERLINGER 1987). Dabei stellte vor allem die Erftniederung zwischen Euskirchen und Weilerswist (ca. 12 km² Fläche) mit ihrem damaligen hohen Grünlandanteil und lockeren Baumbestand ein zusammenhängendes Gebiet mit hoher Siedlungsdichte (2,17 ♂/km²) dar (HERWIG in HERLINGER 1987). Das Grenzgebiet der Steinkauzverbreitung war in dieser Region die Voreifel (HERWIG mündl.), ein zwischen Nordeifel und Börde gelegenes, stark gegliedertes, walddreieiches Hügelland.

Nur etwa zehn Jahre später war das ehemalige Dichtezentrum der Population bis auf einige wenige Steinkauzvorkommen fast vollständig erloschen (ZENS 1992). Die in den 60er Jahren begonnene Intensivierung der Landwirtschaft wie auch des Straßen- und Siedlungsbaus hatte mittlerweile zu großflächigen Eingriffen in die Landschaftsstruktur der Zülpicher Börde geführt, wodurch es zu einer stetigen Verringerung der Steinkauzbiotope kam (HERWIG in HERLINGER 1987, ZENS 1992).

Am Ende der 80er Jahre besaß daher der Steinkauz in der Voreifel, dem Grenzgebiet seiner Verbreitung, einen höheren Bestand (ZENS 1992), weshalb seither dieses Gebiet für das Überleben der Art im hiesigen Raum von außerordentlicher Bedeutung ist.

Aufbauend auf Voruntersuchungen aus den Jahren 1986/87 wurde von 1988 bis 1991 auf einer ca. 260 km² großen Probefläche am nördlichen Eifelrand der Kreise Euskirchen und Düren eine erste Studie zur Situation des Steinkauzes in der Voreifel erstellt (ZENS 1992). Die hierbei durchgeführten Untersuchungen zur Siedlungsdichte, Brutbiologie, Habitatstruktur, Lage und Größe der Aktionsräume sowie der zur Nahrungssuche intensiv genutzten Flächen zeigten im Vergleich mit entsprechenden Werten aus "optimalen" Gebieten (vgl. LOSKE 1986, EXO 1983, 1987) eindeutig, dass die Voreifel lediglich einen suboptimalen Steinkauzlebensraum darstellt.

Die Siedlungsdichte (0,15 ♂/km²) als auch die Reproduktionsrate (1,4 Jungvögel/Brutpaar) gehörten daher zu den niedrigsten in Mitteleuropa. Während die Siedlungsdichte vor allem wohl durch die landwirtschaftliche Flächennutzung – geringer Anteil von Dauergrünlandflächen (im Mittel etwa 22 – 25 % pro Revier), überwiegend schlechter Gesamtzustand der vorhandenen Obstwiesen (Hauptbruthabitat) – limitiert wurde, war die Abnahme der Reproduktionsrate insbesondere auf den Einfluss des Steinmarders (*Martes foina*) zurückzuführen (ZENS 1992). Als ausgesprochener Bodenjäger bieten dem Steinkauz gerade die beweideten Grünlandflächen gegenüber Ackerflächen, aufgrund ihrer ganzjährig niedrigen Vegetations-

decke und einer in der Regel reichhaltigeren Bodenfauna, ein höheres Beutetierangebot (s. TISCHLER 1980, JENDRAL 1984, EXO 1991, DALBECK et al. 1999). In Revieren mit äußerst geringem Grünlandanteil sind daher die Tiere schon sehr früh (etwa Ende Juli) gezwungen, ihre Aktionsräume auf die abgeernteten Ackerflächen auszudehnen. Folglich besitzen sie im Winterhalbjahr – zur Zeit des geringsten Beutetierangebots – im Vergleich zu Revieren mit hohem Grünlandanteil die größten Aktionsräume, da sie zur Jagd nun weit in die Feldflur hinausfliegen müssen, um dort geeignete Nahrungsgründe (z. B. Grünstreifen entlang von Wirtschaftswegen) aufzusuchen (ZENS 1992). Dies könnte darauf hinweisen, dass die Größe und Ausrichtung ihrer Aktionsräume von der Anzahl und Lage der ergiebigen Nahrungsquellen in ihrem Lebensraum bestimmt wird. In suboptimalen Lebensräumen sind daher, insbesondere im Winter, die Areale so ausgedehnt, dass sich dies auch bedingt durch die geringere Widerstandskraft der Tiere limitierend auf die Siedlungsdichte auswirkt. Um weitere Anhaltspunkte zu erhalten, werden im Rahmen der vorliegenden Studie folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Welche für die Art bedeutsamen Habitatstrukturen weisen die Reviere im Untersuchungsgebiet auf?
- Gibt es markante Unterschiede bezüglich ihrer Zusammensetzung und ihren jeweiligen Flächenanteilen pro Revier?
- Welche Bedeutung hat dies für die “Qualität“ der Reviere, gemessen an der Besetzungsdauer und –häufigkeit (Wechselrate) sowie dem Bruterfolg?

Darüber hinaus erforderte die signifikante Abnahme der Reproduktionsrate (ZENS 1992) im Rahmen der brutbiologischen Untersuchungen nun die langfristige Entwicklung der mittleren Reproduktionsrate zu dokumentieren und ihren Verlauf über die insgesamt elfjährige Untersuchungszeit differenziert zu analysieren. Dazu stellen sich die nachfolgenden Fragen:

- Welche Auswirkungen haben die Verluste zur Brutzeit auf die jährliche mittlere Reproduktionsrate?
- Gibt es Unterschiede betreffend der Häufigkeit der Verluste zwischen der Gelege- und Nestlingsphase?
- Wie groß ist der Einfluss der Prädatoren und in welcher Brutphase ist er am stärksten?

Ferner erschien es aufgrund der ersten Studie von 1992 jetzt möglich, neue Aspekte zur Migration, z. B. zum Verstreichen von Jungkäuzen aus dem elterlichen Revier oder zum Umsiedlungsgeschehen adulter Tiere, als auch erstmalig Daten zur Lebenszeit-Reproduktion (vgl. MEBS & SCHERZINGER 2000) einzelner Steinkauzweibchen quantitativ zu erfassen.

II. UNTERSUCHUNGSGEBIET

II.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt am Rande der Nordeifel in der Voreifel, einer Region, die sich zwischen den Hochflächen der Rureifel im Westen, den Höhenlagen der Kalkeifel im Süden und der Zülpicher Börde im Norden erstreckt (Abb. 1). Es setzt sich aus Landschaftsteilen der Naturräume Zülpicher Lößbörde und Mechernicher Voreifel sowie der Rur- und der Kalkeifel zusammen, wobei die **Mechernicher Voreifel** flächenmäßig den größten Anteil ausmacht.

Die insgesamt ca. 260 km² umfassende Fläche gehört zu den Kreisen Düren und Euskirchen und grenzt an die Städte Zülpich im Nordosten und Mechernich im Osten sowie im Südosten an die Gemeinde Nettersheim und die Städte Gemünd im Westen und Nideggen im Nordwesten. Der tiefste Punkt befindet sich bei Geich mit 150 m über NN und die höchsten Erhebungen liegen mit ca. 520 m über NN bei Broich, Frohnrath und Zingsheim.

II.2 Geologie und Boden

Geologisch gehört das Gebiet zum Mechernicher Trias-Dreieck, dessen nördlicher Eckpunkt bei Birgel südwestlich von Düren liegt. Der devonische Sockel der Nordeifel ist hier weitgehend von Trias-Sedimenten bedeckt (MEYER & SCHUMACHER 1978).

Die Basis bilden Gesteine des **Mittleren Buntsandsteins**, die oft Pakete von Konglomeraten enthalten. Sie sind aufgeschlossen z. B. im Urfttal und an verschiedenen Stellen am Erosionsrand über dem Rurtal, wo ein Teil der Schichten ungleichmäßig verkieselt wurden, so dass Hohlkehlen, überhängende Gesimse und Felstürme herauswittern konnten. Wegen der ungünstigen Bodenverhältnisse (nährstoffarm und trocken) sind seine Areale meist nicht in landwirtschaftlicher Nutzung, sondern sie sind bewaldet.

Gebiete aus dem **Oberen Buntsandstein**, die innerhalb der Trias-Bucht wieder ein Dreieck etwa zwischen Kufferath, Bleibuir und Eicks sowie eine größere Fläche südlich einer von Kallmuth über Wallenthal verlaufenden antithetischen Störung bilden, weisen dagegen mehr landwirtschaftlich genutzte Flächen auf.

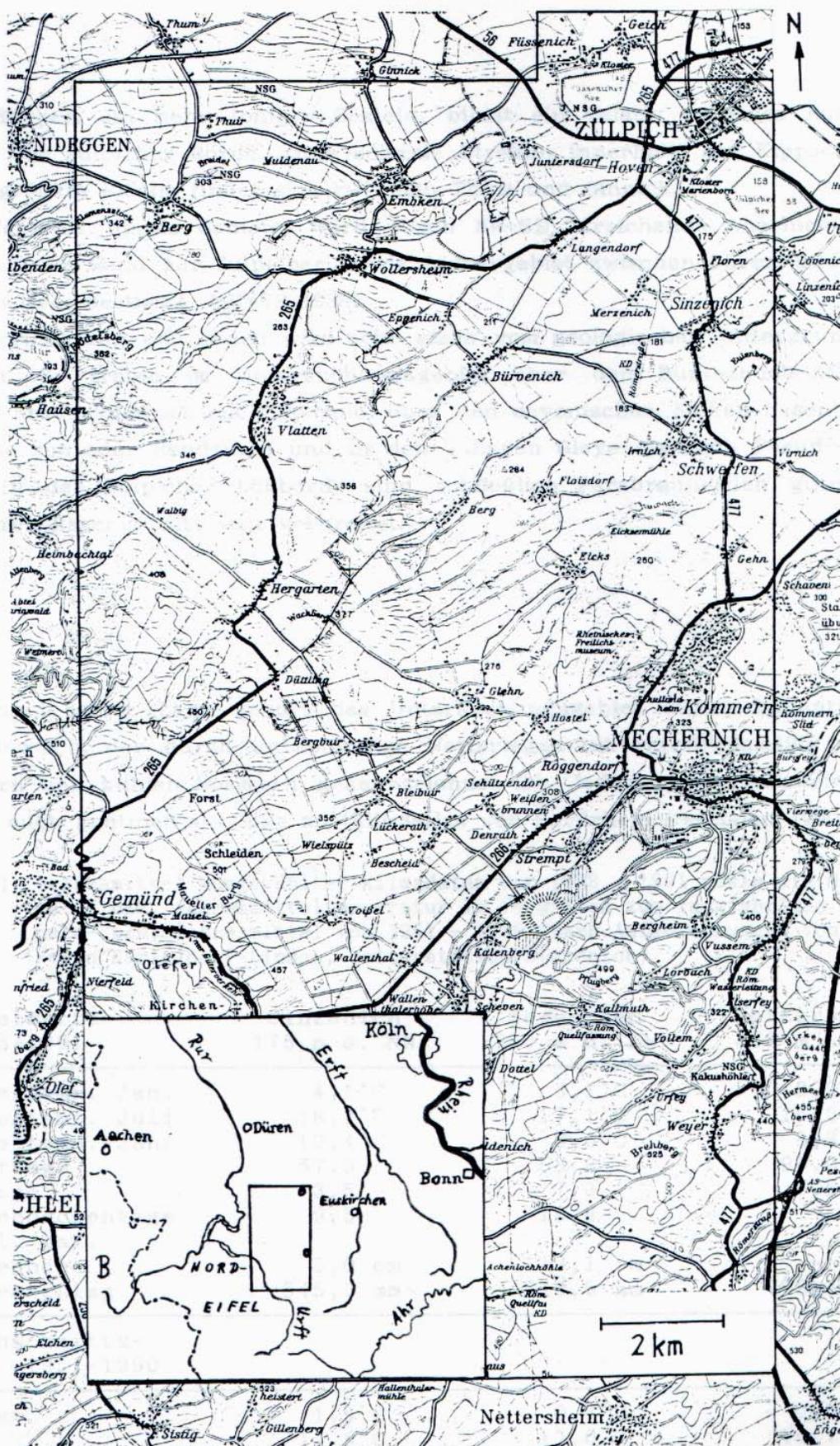


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (Ausschnitt aus der Regionalkarte (1 : 100 000) Kölner Bucht und Rureifel)

— Grenze des Untersuchungsgebietes

An der Nordostseite des Trias-Dreiecks bildet der **Muschelkalk** zwischen Kreuzau und der Linie Schwerfen - Kommern einen breiten, durch antithetische Abschiebungen mehrfach gestörten Streifen. In den schmalen Kippschollen am Nordostrand des Dreiecks treten die höhlenbildenden Kalk- und Dolomit-Pakete des *Oberen Muschelkalks* mehrmals zutage. Die dadurch entstandenen kurzen Rücken und Tälchen bestimmen die als Vlattener Hügelland bezeichnete Landschaft zwischen Thum, Berg und Vlatt.

Am Saum der Zülpicher Börde bildet der **Keuper**, ein mehr toniges Gestein, ein relativ schmales Band sowie schmale Streifen innerhalb der Kippschollen. Eine größere Fläche dieses Gesteinstypes findet sich zwischen Thum und Ginnick.

Die Plattentektonik dieses Gebietes zeichnet sich durch von Nordwest nach Südost streichende Abschiebungen aus, die sich am Rand zur Zülpicher Börde hin häufen (MEYER 1988).

Die Entwicklung der Böden wird sehr stark vom geologischen Untergrund bestimmt. So treten im Untersuchungsgebiet über den Buntsandsteinflächen sowohl *Podsole* als auch *saure Braunerden* auf, während man über den devonischen Kalken *basenhaltige Braunerden* oder *Rendzinen* und in den Tallagen *Gleye* als auch *Pseudo-Gleye* findet.

In der Zülpicher Lößbörde sind schließlich *Parabraunerden* mittleren bis guten Basengehaltes weit verbreitet.

II.3 Klima

Aufgrund seiner Lage gehört das Untersuchungsgebiet zum subatlantischen Klimabereich, der durch unbeständige Wetterlagen mit verhältnismäßig milden Wintern und kühlen Sommern gekennzeichnet ist. Jedoch nimmt zeitweise das Klima auch kontinentale Züge an (KLIMATLAS VON NORDRHEIN-WESTFALEN, DÜSSELDORF 1989).

Den geographischen Unterschieden (Börde, Hügelland, Höhegebiet) entsprechend variieren auch die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet erheblich. Die in Tabelle 1 aufgeführten Klimawerte der elf Untersuchungsjahre (1987 – 1997) sowie die als Vergleichswerte dienenden langjährigen Durchschnittstemperaturen stammen von den Meßstationen Sinzenich, Hergarten und Nettersheim, wobei letztere etwa 1 km außerhalb der Probefläche liegt (vgl. Abb. 1).

Tab. 1: Jahresmittel ausgewählter Klimadaten von 1987 – 1997 sowie die Monats- bzw. Jahresmitteltemperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel von 1971 – 2000 (nach Daten von Herrn KARL-JOSEF LINDEN, Wetterstation Zülpich-Sinzenich)

| Mittelwerte 1987 - 1997 | Sinzenich (175 m ü. NN) | Hergarten (360 m ü. NN) | Kall-Sistig (505 m ü. NN) |
|--|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Mitteltemp. Jan. | 2,3 °C | 2,1 °C | 0,7 °C |
| Mitteltemp. Juli | 18,6 °C | 17,7 °C | 16,2 °C |
| Mitteltemp. Jahr | 10,0 °C | 9,2 °C | 8,0 °C |
| Frosttage | 65 | 66 | 77 |
| Eistage | 10 | 13 | 17 |
| Schneedeckentage | 17 | 17 | 34 |
| max. Schneehöhe | 10 cm | 14 cm | 21 cm |
| Niederschlag/a | 568 mm | 765 mm | 896 mm |
| Langjährige Mitteltemp. 1971 – 2000 | | | |
| Januar | 2,0 °C | 2,3 | 0,5 °C |
| Juli | 18,0 °C | 17,3 | 15,6 °C |
| Jahr | 9,8 °C | 9,3 | 7,7 °C |

Frosttage = Temperatur-Minimum < 0° C

Eistage = Temperatur-Maximum < 0° C

Wie aus den vorstehenden Gegenüberstellungen hervorgeht, sinkt die mittlere jährliche Niederschlagsmenge von 896 mm/a in Kall-Sistig (im Südwesten) auf nur 568 mm/a in Zülpich-Sinzenich im Nordostteil des Untersuchungsgebietes ab (Tab. 1).

Entsprechend zeigt sich auch ein deutliches Temperaturgefälle, wobei die Monats- und das Jahresmittel der Lufttemperatur im Auslaufbereich (Saum-) der Zülpicher Börde (Messstation Zülpich-Sinzenich) um 2 °C höher liegen als im Höhengebiet (Messstation Kall-Sistig).

Demnach zeichnen sich im Untersuchungsgebiet drei Klimatypen ab, die durch Übergänge miteinander verbunden sind: Ein niederschlagsreiches, kühleres Berglandklima in Höhen oberhalb etwa 400 m NN, ein etwas regenärmeres, wärmeres Hügellandklima und ein extrem trockenes Klima in den Niederungen (vgl. SCHUMACHER 1977).

Insgesamt war im Untersuchungszeitraum die Witterung im Vergleich zum langjährigen Mittel deutlich wärmer, wofür die überwiegend milden, schneearmen Winter charakteristisch waren.

II.4 Naturräume und Landschaftsstruktur

Wie vorher schon erwähnt, hat das Untersuchungsgebiet Anteil an vier Naturräumen: die Zülpicher Börde, die Mechernicher Voreifel, die Rureifel und die Kalkeifel (vgl. GLÄSSER 1978, FISCHER & GRAAFEN 1974).

Ausläufer der **Zülpicher Börde** prägen den Norden des Untersuchungsgebietes. Auf nur 150 m bis max. 200 m über NN gelegen ist sie durch eine relativ hohe mittlere Lufttemperatur von 9 °C und geringe Niederschläge von 550 mm bis 600 mm/a gekennzeichnet (Tab. 1, MURL 1989).

Aufgrund ihrer hervorragenden Bodenqualität (Braunerdeböden) und reliefarmen Struktur dient sie fast ausschließlich als landwirtschaftliche Nutzfläche, die vom Ackerbau dominiert wird. Die Grünlandwirtschaft existiert nur noch reliktiert an einigen Dorfrändern und in den Bachauen. Der Waldanteil ist extrem gering.

Begrenzt werden ihre Ausläufer nach Süden hin durch Landschaftselemente der Mechernicher Voreifel, z. B. der Bürvenicher Berg bei Zülpich-Bürvenich (vgl. ARBEITS-KREIS HERPETOFAUNA IM KREIS EUSKIRCHEN 2001).

Im Zentrum des Untersuchungsgebietes liegt die **Mechernicher Voreifel**, die als einziger Naturraum großflächig vorhanden ist. Sie erstreckt sich etwa in Form eines Dreiecks zwischen den Orten Maubach im Westen, Kall im Süden und Kirchheim im Osten (GLÄSSER 1978). Aufgrund eines relativ günstigen Klimas mit Niederschlägen von nur 600 mm bis 700 mm pro Jahr, basierend auf ihrer Leelage zum Hohen Venn und den Ardennen (RIBBERT 1985) und einer mittleren Lufttemperatur bei etwa 7 bis 8 °C (MURL 1989 in FISCHER 1996), prägt auch hier die landwirtschaftliche Nutzung, insbesondere der Ackerbau, die Landschaft stark. Demgegenüber weist sie aufgrund vereinzelter starker Reliefunterschiede und Höhen von 200 m bis 500 m über NN schon eifeltypische Merkmale auf (BECKER 1970).

Untergliedert wird die Mechernicher Voreifel in fünf recht unterschiedliche Einheiten (s. ARBEITSKREIS HERPETOFAUNA IM KREIS EUSKIRCHEN 2001), von denen die folgenden drei zur Kulisse des Untersuchungsgebietes gehören:

Das **Flattener Hügelland**, im Westen der Voreifel gelegen, ist durch sein relativ gleichmäßig hügeliges Erscheinungsbild und der im hohen Maße ackerbaulich dominierten Nutzung recht homogen.

Das nördlich anschließende *Wollersheimer Stufenländchen* hat den Charakter einer Schichtstufenlandschaft, deren Flächen aufgrund von Lößvorkommen ebenfalls stark vom Ackerbau geprägt sind (BECKER 1970). Am Bördenrand läuft sie in Hügeln aus, die als Erosionsprodukte ehemaliger Muschelkalkbänke heute von Kalkmagerrasen überzogen werden.

Das im Süden der Voreifel gelegene *Mechernicher Berg-* und *Hügelland* ist wegen seiner überwiegend nährstoffarmen und trockenen Böden (Podsole, saure Braunerden) nur von geringer landwirtschaftlicher Ertragsfähigkeit, so dass hier vermehrt größere, geschlossene Wälder zu finden sind.

Am Westrand des Untersuchungsgebietes erstreckt sich die **Rureifel**. Keilförmig liegt sie zwischen der Mechernicher Voreifel und dem Hohen Venn. Der im Untersuchungsgebiet liegende Teil ist durch seine Höhenlage zwischen etwa 400 m und 550 m über NN geprägt. Hier herrscht ein kühles, niederschlagsreiches Bergklima mit 800 mm bis 1100 mm Niederschlag pro Jahr, wovon der größte Teil als Schnee im Winter fällt. Ein etwas milderes Regionalklima besitzen dagegen die größeren Täler (vgl. ARBEITSKREIS HERPETOFAUNA IM KREIS EUSKIRCHEN 2001). Auf Grund der ungünstigen Klimabedingungen und der kargen, sauren Böden ist insbesondere das Höhengebiet der Rureifel stark bewaldet.

Die **Kalkeifel** nimmt bis zur nördlichen Grenze der Mechernicher Voreifel den südlichen Teil des Untersuchungsgebietes ein. Vom Nordrand der Voreifel durchzieht sie die gesamte Eifel bis zur Trierer Bucht.

Damit gehört auch dieser Naturraum nur zu einem geringen Teil zum Untersuchungsgebiet. Mit Höhenlagen zwischen 400 m und 530 m über NN, einer Niederschlagsmenge von durchschnittlich etwa 772 mm pro Jahr und einer jährlichen mittleren Lufttemperatur von 7,0 bis 7,5 °C besitzt dieser Abschnitt der Kalkeifel ein verhältnismäßig mildes und weniger niederschlagsreiches Klima (Tabelle 1, MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962).

Wegen des relativ günstigen Klimas und den tiefgründigen, nährstoffreichen Lehmböden in den Senken der Kalkmulden findet neben der Grünlandnutzung hier auch Ackerbau statt. Überwiegend mit Wald bedeckt sind indes die kalkfreien Gebiete mit ihren sandig-tonigen Lehmböden (vgl. ARBEITSKREIS HERPETOFAUNA IM KREIS EUSKIRCHEN 2001).

III. MATERIAL UND METHODEN

III.1 Bestandsaufnahme

Von 1987 bis 1997 wurde der Steinkauzbestand jährlich zur Hauptbalzzeit, etwa von Anfang März bis Ende April, im Untersuchungsgebiet mit Hilfe einer Klangattrappe erfaßt (KÖNIG 1968, PETZOLD & RAUS 1973, EXO & HENNES 1978, Abb. 1). Dabei wurde der monotone Reviergesang des Männchens mit Hilfe einer Jagdpfeife ("Hubertus Waldlocker") imitiert, worauf die territorialen Männchen in der Regel mit längeren Rufreihen reagierten.

Als Nachweis für ein Reviermännchen wurden nur mehrmals deutlich vorgetragene "Guhk"-Rufe in normaler Länge (etwa 0,6 sec.) ohne Übergang zu einem Erregungsruf gewertet, da "Guhk"-ähnliche Rufe auch vom Weibchen vorgetragen werden können (HAVERSCHMIDT 1946, EXO 1983). So war es zur Balzzeit teilweise auch möglich, die Revierweibchen gleichzeitig mit zu erfassen, da sie während der akustischen Revierverteidigung oft sehr nahe bei den Männchen saßen oder mit diesen sogar in einer charakteristischen wechselseitigen Rufolge kommunizierten (EXO & HENNES 1978, EXO 1983). Dabei konnten sie meistens von eventuell antwortenden Reviernachbarn unterschieden werden.

Die Bestandserfassung erfolgte bei Hochdruck-Wetterlagen an klaren, windstillen Abenden in den ersten vier bis fünf Stunden nach Sonnenuntergang. Hierbei wurden im Untersuchungsgebiet alle Ortschaften sowie alle weiteren potentiellen Steinkauzlebensräume in der freien Landschaft, wie z. B. Täler mit Obstwiesen, ausgedehnte Grünlandgebiete mit Kopfweiden und Obstbäumen entlang von Bachläufen sowie Steinbrüche, verhört.

Pro Ortschaft bzw. potentiell besiedelbarem Lebensraum wurden vier bis fünf Verhörstandorte in mindestens zwei bis drei verschiedenen Nächten während der gesamten Balzzeit angefahren.

Das Verhören ging wie folgt vonstatten: Eine Minute Gesangsimitation und danach zwei bis drei Minuten Warten und Horchen. Nach insgesamt drei Gesangsimitationen wurde der nächste Verhörstandort angefahren. Erfolgte bei keiner Kontrolle an einem potentiell besiedelbaren Standort eine akustische Reaktion, so wurden noch die in Frage kommenden Brutplätze bzw. Tageseinstände nach weiteren Indizien auf ein eventuelles Steinkauzvorkommen (Gewölle, Federn, Kot, Beutereste) hin abgesucht.

Sichtbeobachtungen von Paaren, die zur Hauptbalzzeit nicht auf mindestens eine von drei Kontrollen reagierten, kamen während der elfjährigen Untersuchungszeit nicht vor.

III.2 Fang der Steinkäuze

Die individuelle Kennzeichnung der Steinkäuze im Untersuchungsgebiet erfolgte mit Ringen der Vogelwarte Helgoland. Sie wurde bis Ende 1989 von den Herren Stefan Herwig und Ralf Hennes und ab Mai 1990 vom Verfasser durchgeführt, der seither eine Beringungsgenehmigung der Vogelwarte Helgoland besitzt.

Der hierfür erforderliche Fang der Tiere erfolgte nach drei Methoden:

1. Durch Kontrollen der Bruthöhlen nach dem Schlüpfen der Jungen, wobei insbesondere die Weibchen gefangen wurden (KNÖTZSCH 1988).
2. Durch Aufstellen eines Japan-Netzes in Höhe der Bruthöhle zur Zeit der Dämmerung, um Männchen und Weibchen beim abendlichen Anfliegen der Bruthöhle zwecks Fütterung der Jungen zu fangen (SCHWERDTFEGGER 1984).
3. Durch Abspielen einer Klang-Attrappe unter bzw. hinter einem zentral im Revier aufgebauten Japan-Netz (Länge: 20 m, Höhe: 3,50 m, Maschenweite: 30 mm), die zur Reizverstärkung zusätzlich noch mit einer Steinkauz-Attrappe kombiniert wurde (vgl. BECKER 1977). Hierbei erfolgte der Angriff der Käuze meistens schon nach etwa 10 bis 15 Minuten, wobei jedoch auch Wartezeiten von 30 bis 60 Minuten und mehr vorkamen.

Während mit Hilfe der ersten Methode die meisten Weibchen kontrolliert wurden, konnten mit der zweiten, besonders aber mit der dritten Methode speziell die Männchen erfasst werden.

Von jedem Steinkauz wurden folgende Angaben protokolliert:

Flügelänge, Gewicht, Alter sowie Geschlecht (wenn möglich) als auch Fangort und Fangzeit.

Die Geschlechtsbestimmung erfolgte während der Brutzeit nach dem Fehlen oder Vorhandensein eines Brutflecks (GLUTZ & BAUER 1980).

Zur Altersbestimmung wurde der Mauserzustand herangezogen (GLUTZ & BAUER 1980). Außerdem war bei einem großen Teil der Tiere das Alter bekannt, da sie als Nestlinge bzw. Diesjährige beringt worden waren.

III.3 Erhebung brutbiologischer Daten

Von 1987 bis 1997 wurden insgesamt 412 Brutnachweise erbracht. Zur Datenerhebung wurden die Brutplätze der Steinkäuze zur Brutzeit (Mai / Juni) in der Regel drei- bis viermal kontrolliert. Aus verschiedensten Gründen (z. B. Gelege ausgenommen, zerstört oder geschlüpft) konnten jedoch nie alle Gelege einer Brutsaison erfasst werden, so dass für die Bearbeitung der verschiedenen Fragestellungen jeweils immer nur ein Teil der kontrollierten Bruten zur Verfügung standen.

Zur Beschreibung der untersuchten Faktoren, wie z. B. Anzahl der Eier pro Brutpaar, werden die statistischen Kenngrößen des arithmetischen Mittels (\bar{x}) und des Medians (x_{med}) angegeben (SPSS 10.0). Für den Vergleich von Mittelwerten wurden je nach Verteilungsformen der t-Test oder der U-Test (SPSS 10.0) herangezogen.

III.4 K-Faktoren-Analyse

Die von VARLEY & GRADWELL (1960) entwickelte K-Faktoren-Analyse (key-factor-analysis) eignet sich zur Untersuchung populationsregulatorischer Vorgänge. Mit ihrer Hilfe können die jährlichen Schwankungen der Gelegestärke sowie die Mortalität in verschiedenen Altersstadien erfasst werden (EXO 1987).

Die Mortalität wird als k-Faktor angegeben, der als \log_{10} das Verhältnis des Ausgangs- zum Endbestand eines Altersstadiums beschreibt. Für verschiedene Stadien (z. B. Inkubations- und Nestlingszeit) einer Population können getrennte k-Faktoren angegeben werden, sofern jeweils Ausgangs- und Endbestand bekannt sind. Hinweise auf Altersphasen bzw. Jahresabschnitte mit erhöhter Mortalität kann ein Vergleich verschiedener k-Werte ergeben als auch möglicherweise vorliegende Korrelationen zwischen den Verlusten in verschiedenen Stadien aufdecken. Die Gesamtmortalität (K) eines Jahres ergibt sich aus der Addition der einzelnen

k-Werte des Jahres (EXO 1987). Weiteres zur Methodik und zur Berechnung der verschiedenen k-Faktoren siehe EXO (1987).

III.5 Erfassung des Migrationsverhaltens juveniler und adulter Steinkäuze

Im Zeitraum von 1985 bis 1997 wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 527 Steinkäuze als Nestlinge mit Ringen der Vogelwarte Helgoland beringt. In dieser Zeit konnten davon 79 Steinkäuze als Wiederfunde registriert werden. Ferner wanderten aus angrenzenden Gebieten noch 9 weitere nestjung beringte Tiere ein, so dass der Auswertung im ganzen 88 Wiederfunde nestjung beringter Steinkäuze zugrunde liegen.

Die Wiederfund-Entfernungen wurden mit Hilfe von topographischen Karten im Maßstab 1 : 25.000 und 1 : 50.000 ermittelt. Um das Ansiedlungsverhalten mit Hilfe von Wiederfunden richtig beschreiben zu können, sollten folgende Fehlermöglichkeiten berücksichtigt werden (vgl. KÄMPFER & LEDERER 1988):

1. Eine ungleichmäßige Wiederfund-Wahrscheinlichkeit, die darin besteht, dass
 - a.) die Wahrscheinlichkeit für Lebendfunde im Untersuchungsgebiet aufgrund der regelmäßigen Kontrollen von Brutplätzen und Tageseinständen stark erhöht ist und
 - b.) die Wahrscheinlichkeit für Totfunde im Untersuchungsgebiet durch die eigene Beobachtungstätigkeit höher ist als in anderen Gebieten.
2. Bei einer Wiederfundrate von 15 % (1986 bis 1997) der nestjung beringten Tiere (berechnet für Wiederfunde ab dem 01.04. des ersten Lebensjahres) und einer Jugendsterblichkeit von ca. 60,1 % (s. IV.4) wird vorausgesetzt, dass die Stichprobe der Wiederfunde ausreichend groß und damit repräsentativ für die vom Verfasser kontrollierte Population ist.

Ergänzend wurden 1994 und 1995 aus insgesamt sechs Brutrevieren (Geich 1, Füssenich 1, Eppenich 1, Thuir 1, Bergbuir 2 und Wallenthal 1) zwanzig Jungkäuze mit Radiosendern markiert, um erstmalig unmittelbar das Abwanderverhalten juveniler Steinkäuze aus dem elterlichen Revier verfolgen zu können.

Bei den Jungkäuzen handelt es sich um vier bis fünf Wochen alte Ästlinge, die nun flügge wurden und sich anschickten, ihre Bruthöhlen zu verlassen.

Von 1987 bis 1997 konnten schließlich noch bei 43 adulten Steinkäuzen ein- bis mehrmalige Revierwechsel, vom Verfasser als Umsiedlungen bezeichnet, beobachtet werden.

Die Umsiedlungs-Entfernungen wurden mit Hilfe von topographischen Karten im Maßstab 1 : 25.000 ermittelt.

III.6 Radiotelemetrie

III.6.1 Beschreibung der Sender, deren Anbringung und Akzeptanz bei den Jungkäuzen

Zur Markierung wurden einstufige Sender vom Typ SS-2-HP der Firma Biotrack (Wareham, U.K.) verwendet. Die Trägerfrequenzen lagen zwischen 150.050 MHz und 150.240 MHz, wobei zeitgleich nur Sender mit mindestens 25 kHz Unterschied in der Trägerfrequenz eingesetzt wurden, so dass eine eindeutige Identifikation der Steinkäuze gewährleistet war. Ferner besaßen alle Sender einen bewegungssensitiven Quecksilberschalter, der die von den Sendern ausgestrahlte Impulsfolge bei Bewegungen der Tiere variierte. Auf dem Rücken der Vögel wurden die Sender so ausgerichtet, daß in Ruhe eine konstante, langsame Impulsfolge und erst beim Vorbeugen bzw. in waagerechter Haltung zusätzliche Impulse und damit eine schnellere Impulsfolge ausgestrahlt wurde (EXO 1987).

Dies ermöglichte die Erfassung der lokomotorischen Aktivitäten der Jungkäuze, wobei aufgrund des eingesetzten Sendertyps und der gewählten Anbringung nur zwischen aktiven und inaktiven Phasen unterschieden werden konnte.

Daher war mittels der Impulsfolge nicht eindeutig zu klären, ob sie nun z. B. flogen, bei der Nahrungssuche waren oder sonst irgendein bestimmtes Verhalten zeigten, wie es bei größeren Vögeln oder mit einem anderen Aufbau der Sendereinheit möglich ist (vgl. KENWARD, HIRONS & ZIESEMER 1982; EXO 1987).

Die Sender waren mit einer 20 cm langen kunststoffummantelten Stabantenne (Durchmesser: 1mm) ausgerüstet, deren Ansatzstelle am Sender zusätzlich mit Silikon geschützt wurde (vgl. EXO 1987). Darüber hinaus besaßen einige Sender noch eine weitere etwa 10 cm lange kunststoffummantelte Antenne, die ergänzend zu der waagrecht ausgerichteten Stabantenne senkrecht montiert war. Hierdurch sollte eine bessere Peilung der Tiere während ihres Aufenthalts auf dem Erdboden ermöglicht werden. Die Energieversorgung erfolgte mit Hilfe handelsüblicher Knopfzellen.

Die gesamte Sender-Batterie-Einheit wurde einschließlich der Befestigungsösen in schnellhärtendem Kunstharz („UHU-Sofortfest“) eingeschlossen. Der betriebsbereite Sender maß etwa 22 mm x 13 mm x 6 mm (Länge x Breite x Höhe) und wog mit der Befestigungsschur ca. 6 g. Damit betrug das Gewicht der Sender etwa 4 % des Körpergewichts der Jungkäuze; womit es unter den tagesperiodisch auftretenden Gewichtsschwankungen lag (vgl. EXO 1987). Die Grenzwerte liegen hier etwa bei 5 % des Körpergewichts (vgl. MACDONALD & AMLANDER 1980).

Rucksackartig wurden die Sender mittels einer 2 mm starken Nylonschnur im Bereich der Interscapular-Region angebracht (vgl. DUNSTAN 1977, EXO 1987). Dabei war zu beachten, daß die Befestigungsschnur fest auf der Haut auflag und sich keine Schlaufen bildeten, mit denen sich die Tiere hätten verfangen können. Zusätzlich wurden die Knoten noch verschweißt, um ein selbständiges Öffnen zu verhindern. Das Anlegen eines Senders an einen Steinkauz dauerte etwa zwanzig Minuten.

Zur Zeit der Untersuchung, jeweils von Anfang Juli bis Ende November in den Jahren 1994 und 1995 konnte eine Beeinflussung des Verhaltens bei den mit Sendern ausgestatteten Jungkäuzen nicht beobachtet werden. Jedoch ist wegen der vorwiegend nächtlichen Lebensweise ein quantitativer Vergleich verschiedener Verhaltensweisen zwischen besenderten und nicht markierten Tieren kaum möglich, so dass letztendlich nicht bewiesen werden kann, daß die Sender ihr Verhalten nicht beeinflussten (EXO 1987).

Es können lediglich Anhaltspunkte dafür angeführt werden. So zeigten die jungen Senderkäuze entsprechend ihrem Entwicklungsstadium weiterhin ihre typischen Verhaltensweisen, wie z. B. bei den Altvögeln um Futter zu betteln, zunehmend das Jagen selber zu erlernen sowie sukzessiv ihre Aktionsräume auszudehnen.

Resümierend ist festzustellen, dass wie bei den adulten (vgl. BROEKHUIZEN et al. 1980, EXO 1987, ZENS 1992) auch bei den juvenilen Steinkäuzen das Verhalten durch den rucksackartig angebrachten, 6 g schweren Sender nicht oder nur minimal beeinflusst wird.

III.6.2 Mobile Empfangsanlage

Zur Beobachtung des Verstreichens der juvenilen Untersuchungstiere wurde eine mobile Empfangsanlage eingesetzt.

Die Anlage, die aus einer waagrecht ausgerichteten 6-Element-Yagi-Antenne, einem LNA 145-Verstärker der Fa. SSB-Elektronik (Iserlohn) und einem YAESU FT-290R/II-Empfänger der Fa. HF+NF-Technik-Telemetrie, K. Wagner (Köln) bestand, wurde auf einem Pkw montiert. Im Inneren des Pkws ließ sich die Antenne um ihre senkrechte Achse drehen, wobei gleichzeitig ihre Ausrichtung auf einer 360°-Skala mit einer Genauigkeit von $\pm 1^\circ$ abgelesen werden konnte (vgl. EXO 1987).

Die Ortung der Sender erfolgte bei diesem relativ einfachen Antennensystem mit Hilfe der Maximum-Peilung, d. h. die Antenne wurde solange gedreht, bis das Empfangssignal maximale Lautstärke (Empfangsmaximum) hatte. Eine anschließende Null- oder Minimum-Peilung, wie bei einem Null-Peak-Antennensystem (vgl. AMLANER 1979, EXO 1987, ZENS 1992), war bei diesem System nicht möglich, so dass die Lage des Empfangsminimums (Nullpunkt) im maximalen Empfangsbereich rechnerisch (Mittelwertberechnung) ermittelt werden musste. Die Peilgenauigkeit dieses Systems lag bei etwa $\pm 3^\circ$.

Die Reichweite wird maßgeblich von der Höhe des Senders und der Höhe der Empfangsantenne über dem Erdboden bestimmt. Unter optimalen Bedingungen – Sender in 2 m bis 3 m Höhe und Antenne auf einem erhöhten Standort (z. B. kleiner Hügel) – konnten die Signale über eine Entfernung von etwa 2 km registriert werden. Ansonsten konnten die Vögel meistens noch bis zu einem Abstand von etwa 1000 m grob angepeilt werden, während beim Sitzen am Boden oder in einer Vertiefung der Funkkontakt manchmal schon nach 200 m bis 300 m kurz unterbrochen war (vgl. EXO 1987, ZENS 1992).

Mit Hilfe von Richtungspeilungen wurde der Standort der Sendertiere bestimmt. Hierbei wurden die Tiere so präzise wie nur möglich lokalisiert, so daß mittels eines Nachtglases (Optylit, 8 x 56) ihre genauen Aufenthaltsorte ausgemacht werden konnten. Die so ermittelten Positionen wurden anschließend in eine Grundkarte (DRK, 1 : 5000) eingetragen.

III.6.3 Datenerfassung und Auswertung

Mit Unterstützung der radiotelemetrischen Methode konnten erstmalig Daten zu den folgenden Themenkomplexen des Abwanderverhaltens juveniler Steinkäuze erfasst werden:

- Lage, Größe und Struktur ihrer Aktionsräume in der Anfangsphase
- deren sukzessive Ausweitung im zeitlichen Verlauf der Dismigration
- Lage ihrer Tageseinstände

Für diese Untersuchung wurden 1994 und 1995 insgesamt zwanzig Jungkäuze aus sechs Brutrevieren (Geich 1, Füssenich 1, Eppenich 1, Thuir 1, Bergbuir 2 und Wallenthal 1) mit Sendern markiert, um erste Angaben über das Verstreichen im Sommer, das anschließendes Herumstreifen im Herbst bis eventuell zu ihrer Ansiedlung hin zu erhalten.

Zur Zeit des abendlichen Aktivitätsmaximums, etwa eine halbe Stunde vor bis ca. vier bis fünf Stunden nach Sonnenuntergang (vgl. EXO 1987, ZENS 1992), erfolgte die telemetrische Beobachtung, wobei in der Regel pro Abend die Aktivitäten der Jungkäuze in zwei Revieren nacheinander registriert wurden. So konnte das Verhalten der Sendertiere eines Brutreviers zwischen vier und acht mal im Monat für je zwei bis drei Stunden erfasst werden.

Erhoben wurden die Beobachtungsdaten an trockenen, relativ windstillen und meist klaren Abenden, da unter diesen Bedingungen die Tiere ihr vollständiges Aktivitätsverhalten zeigten. Insbesondere konnte von EXO (1987) der negative Einfluß von Wind und Regen auf die Flug- und Rufaktivität adulter Steinkäuze deutlich aufgezeigt werden.

Am Tage sind die Tageseinstände der Jungkäuze ermittelt, wie auch Suchfahrten nach vermissten Vögeln durchgeführt worden. Dabei gestaltete sich vor allem die Suche nach vermissten bzw. möglicherweise verstrichenen Tieren als sehr zeitaufwendig, da eine Fläche von bis zu 10 km im Radius um den letzten Aufenthaltsort abgesucht wurde.

Die Auswertung der, wie unter III.5.2 beschrieben, ermittelten und danach in eine Deutsche Grundkarte (1 : 5000) übertragenen Aufenthaltsorte der telemetrierten Vögel, erfolgte mit Hilfe der Polygon-Methode.

Dabei wurde zur Flächenbestimmung des gesamten von einem Jungkauz in einem Monat genutzten Gebietes (Aktionsraum) das maximale Polygon ermittelt, indem die äußersten Aufenthaltsorte so miteinander verbunden wurden, dass ein konvexes Polygon entstand. Die Be-

rechnung der Flächengröße erfolgte mittels des geographischen Informations-Systems Arc-View 3.2.

III.7 Habitatkartierung

Im Laufe der seit 1987 im Untersuchungsgebiet durchgeführten populationsbiologischen Erhebungen am Steinkauz wurde es immer mehr zur Gewissheit, dass die zur Gebietskulisse gehörenden Reviere sich in mehrere Kategorien einteilen lassen würden.

Basierend auf ihrer Besetzungsdauer und –häufigkeit im Untersuchungszeitraum konnten schließlich die Steinkauz-Reviere in fünf Klassen (A bis E) aufgeteilt werden. Ferner zeigte sich, dass insbesondere bei der Gelegegröße, dem Bruterfolg und der Wechselrate deutliche Unterschiede zwischen den Revier-Klassen zu verzeichnen waren.

In diesem Zusammenhang stellte sich bei der Ursachenanalyse auch die Frage nach der Bedeutung der Habitatstrukturen der jeweiligen Reviere. So wurden 1997 in 15 ausgewählten Revieren (5 A/B, 5 C, 5 D/E Reviere) die Flächennutzung in einem Radius von 300 m (28,3 ha) um den Brutplatz auf der Deutschen Grundkarte 1 : 5000 aufgenommen.

Die Kartierung erfolgte zur Brutzeit (Ende April bis Ende Juni), dem wichtigsten Jahresabschnitt für die Populationsentwicklung. In dieser Phase sind die Reviere am kleinsten, da die Steinkäuze zwischen Brutplatz und Jagdgebiet die kürzesten Entfernungen (durchschnittlich etwa 60 m bis 120 m; max. zwischen ca. 200 m und 400 m) zurücklegen (vgl. ZENS 1992; EXO 1982). Die landwirtschaftliche Nutzung unterlag im Untersuchungszeitraum nur geringfügigen Änderungen, da weder Dauergrün- in Ackerland umgewandelt noch “alte“ Obstbaumbestände gerodet wurden.

Folgende für den Steinkauz zu dieser Zeit nutzbaren Habitatstrukturen wurden bei der Kartierung erfasst: Wiesen (Viehweiden und Mahdwiesen mit oder ohne Obstbaumbestand), Trockenrasen, Säume, Grünanlagen (Rasensportplätze, parkartige Strukturen), Gras- und Schotterwege, Wälder, Zwergobst- und Gartenbaukulturen, Bahndämme.

III.7.1 Auswertung

Die Auswertung der Habitat-Kartierungs-Ergebnisse der ausgesuchten 15 Steinkauz-Reviere erfolgte mit Hilfe des geographischen Informations-Systems ArcView 3.2.

III.8 Angewandte Methoden der Statistik

Die statistischen Auswertungen in dieser Arbeit wurden überwiegend mit Hilfe des Statistikprogramms SPSS 10.0 vom Rechenzentrum der Universität Bonn durchgeführt. Weitere statistische Berechnungen erfolgten nach ZÖFEL (1988).

IV. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

IV.1. DIE STEINKAUZ-POPULATION IN DER VOREIFEL

1. Population

1.1 Abgrenzung der Population

Das Areal der von 1987 bis 1997 untersuchten Steinkauz-Population in der Voreifel grenzt im Süden an die Ausläufer der Nordeifel, im Westen an die bewaldeten Höhenzüge der Rureifel und im Norden und Nordosten an die offene Landschaft der Zülpicher Börde (Abb. 1). Möglichkeiten zum genetischen Austausch bestehen für sie daher nur noch zu einigen wenigen, vereinzelt vorkommenden Brutpaaren der Zülpicher Börde, dem früheren Dichtezentrum der Population (vgl. ZENS 1992). Aufgrund dieser Grenzlage handelt es sich um eine recht isoliert liegende Population.

Die nächste größere Population findet sich erst in etwa 30 km Entfernung in den Rur- und Indeauen der Gemeinde Inden nördlich von Düren (vgl. DALBECK, BERGERHAUSEN & HACHTEL 1999). Diese grenzt schließlich an eines der drei Schwerpunktorkommen der Steinkauzbesiedlung in Deutschland, nämlich an die beweideten Obstwiesen der westlichen Jülicher Börde mit den Gemeinden Jülich, Titz, Aldenhoven und Linnich (Abb. 1, AG zum Schutz bedrohter Eulen 1978, LOSKE 1986, EXO 1987, DALBECK, BERGERHAUSEN & HACHTEL 1999).

IV.2. POPULATIONSBIOLOGIE

1. Siedlungsdichte

1.1 Entwicklung der Siedlungsdichte

Während der elfjährigen Projektzeit, von 1987 bis 1997, verlief die Entwicklung der Siedlungsdichte beim Steinkauz im Untersuchungsgebiet wellenartig, wobei insbesondere die Jahre 1987, 1991 und 1994 herausragende Bestandsdichten aufwiesen ($p < 0,001$, t-Test). Zu extremen Schwankungen in der Siedlungsdichte kam es speziell in den Jahren 1993 bis 1995, wo auf einen starken Populationszuwachs ein noch stärkerer Rückgang im Folgejahr eintrat. Im Mittel betrug die Siedlungsdichte 0,14 rufende Männchen pro km^2 (Abb. 2, Tab. 2).

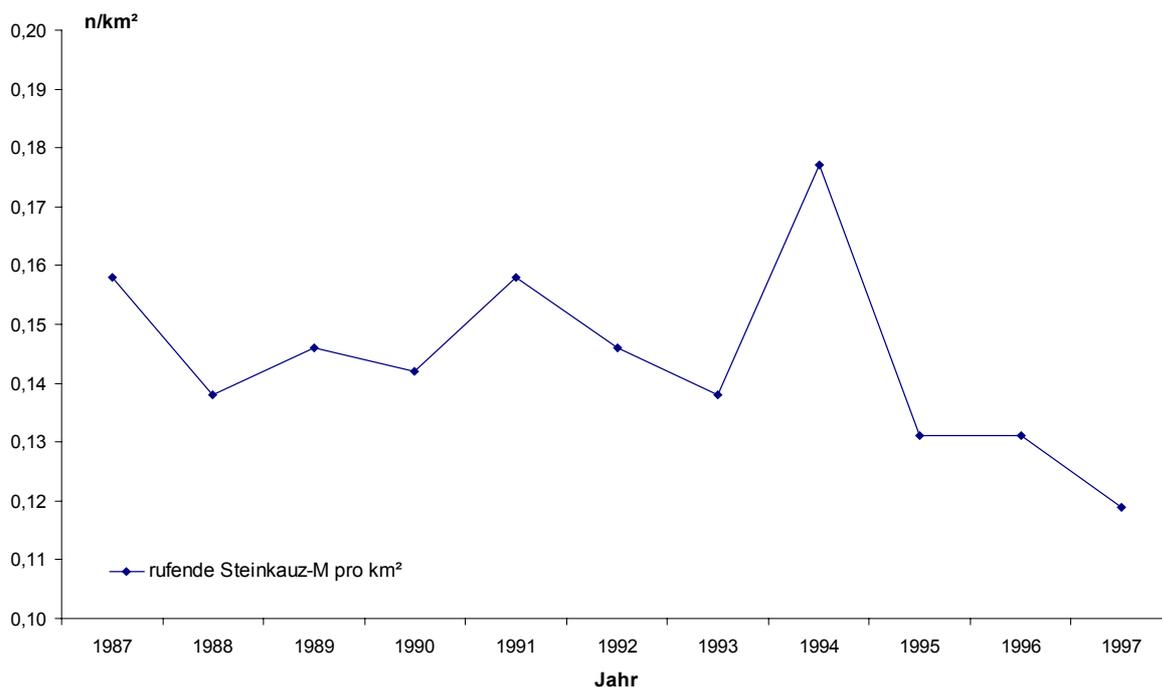


Abb. 2: Anzahl rufender Steinkauz-Männchen pro km^2 im Untersuchungsgebiet von 1987 bis 1997; Abkürzung: Steinkauz-M = Steinkauz-Männchen

Von der Methodik her liegen vergleichbare Untersuchungen aus verschiedenen Regionen Mitteleuropas vor. So ermittelten R. & M. HENNES (in GLUTZ & BAUER 1980) 1974 auf einer 100 km^2 großen Probestfläche im Raum Alsdorf-Geilenkirchen (Kreise Aachen und Heinsberg)

ca. 1,2 rufende ♂/km², während PETZOLD & RAUS (1973) für die trockenen, vorwiegend ackerbaulich genutzten Landschaftsteile Mittelwestfalens 1971/1972 eine mittlere Dichte von 0,05 rufende ♂/km² und für die feuchteren, vorwiegend als Grünland genutzten Teilgebiete 0,7 rufende ♂/km² bestimmten. Die höchste von ihnen ermittelte Siedlungsdichte betrug 1,4 rufende ♂/km² auf einer 28 km² großen Teilfläche. Am Unteren Niederrhein wurden im Zeitraum von 1974 bis 1987 auf einer 35,4 km² großen Untersuchungsfläche zwischen 1,2 und 2,1 Reviere/km² ermittelt, wobei in Dichtezentren bis zu 5 oder 6 rufende ♂/km² vorkamen (EXO 1991). Eine dem Minimalwert vom Unteren Niederrhein entsprechende Siedlungsdichte von 1,2 Reviere/km² wies RUSCH (in MEBS & SCHERZINGER 2000) 1997 im westfälischen Münsterland auf dem Messtischblatt 4009 Coesfeld nach.

Maximale Siedlungsdichten erwähnen GEROUDET & DOEBELI (in GLUTZ VON BLOTZHEIM 1962) mit 16 bis 20 Brutpaare/km² im Maikäferflugjahr 1952 in der Ebene von Genf, VISSER (1977) mit 15 bis 20 Brutpaare/km² in Dichtezentren der Maas–Waal-Niederung bei Nijmegen und ESTOPPEY (1992) mit 9 bis 11 Reviere/km² in der Po-Ebene Norditaliens. Es handelt sich hierbei jedoch um Ausnahmereischeinungen, die nur durch ein außergewöhnlich reiches Nahrungsangebot in optimalen Lebensräumen entstehen konnten.

Wie die vorliegenden Untersuchungen zeigen, erreicht der Steinkauz, bezogen auf Flächen von mindestens 100 km² Ausdehnung, selbst in für Mitteleuropa als “optimal“ anzusehenden Sekundärbiotopen (z. B. die Dorfrandbereiche der Jülicher Börde, die Maas-Waal-Niederung bei Nijmegen) nur selten eine Dichte von mehr als 0,3 bis 0,5 Brutpaare/km² (Tab. 2, PETZOLD & RAUS 1973, HEGGER 1977, AG zum Schutz bedrohter Eulen 1978, GLUTZ & BAUER 1980, LOSKE 1986, ILLNER 1988, KÄMPFER & LEDERER 1988, MEBS & SCHERZINGER 2000). Mit Ausnahme der Obstwiesen im Dorfrandbereich der Jülicher Börde mit im Mittel 1,2 Brutpaaren/km² (R. & M. HENNES in GLUTZ & BAUER 1980), der Maas-Waal-Niederung bei Nijmegen mit einer mittleren Dichte von 1,7 Brutpaaren/km² (VISSER 1977) und der Po-Ebene Norditaliens mit 9 bis 11 Brutpaaren/km² (ESTOPPEY 1992) wurden vergleichbare Dichten in neuerer Zeit nur noch auf kleineren Teilflächen mit vorwiegend hohem Anteil an Kopf- und/oder hochstämmigen Obstbäumen (z. B. die kopfbaumreichen Grünlandgebiete des westfälischen Münsterlandes und des unteren Niederrheins sowie die obstbaumreichen Landschaften im Sundgau/Elsass; KEMPF 1973) gefunden. Auf diesen Flächen erreicht die Abundanz 1 bis 2 Brutpaare/km², in kleinräumig lokalen Konzentrationen auch 4 bis 6 Brutpaare/km² (SCHÖNN et al. 1991).

Tab. 2: Brutpaardichte des Steinkauzes in der Mechernicher Voreifel im Vergleich zu einigen ausgewählten Untersuchungsgebieten Mitteleuropas (vgl. SCHÖNN et al. 1991)

| Untersuchungsgebiet | Gebietsgröße (km ²) | Untersuchungszeitraum | mittlere Dichte (BP/km ²) | Schwankungsbereich (BP/km ²) | Autor |
|---|---------------------------------|-----------------------|---------------------------------------|--|--|
| Deutschland | | | | | |
| Nordrhein-Westfalen | | | | | |
| Mechernicher Voreifel | 260 | 1987-97 | 0,14 | 0,12 - 0,17 | ZENS (2005) |
| Jülicher Börde Raum Alsdorf-Geilenkirchen (Kreis Aachen) | 100 | 1974 | 1,2 | - | R. & M. HENNES (in GLUTZ & BAUER 1980) |
| Westfälische Bucht Hellwegbörde | 200 300 | 1971/72 1971/72 | 0,7 0,05 | 0,47 - 1 0 - 0,08 | PETZOLD & RAUS (1973) PETZOLD & RAUS (1973) |
| Hellwegbörde MTB Merl | 125 | 1974-86 | 0,34 | 0,22 - 0,52 | ILLNER (1988) |
| westfäl. Münsterland MTB Coesfeld | 128 | 1997 | 1,2 | - | RUSCH (in MEBS & SCHERZINGER 2000) |
| Mittelwestfalen MTB Benninghausen MTB Lippstadt | 240 | 1976-87 | 0,3 - 0,4 | - | KÄMPFER & LEDERER (1988) |
| Niederrheinische Tieflandsbucht Kreis Viersen, Kempener Land | 105 | 1976 | 0,55 | - | HEGGER (1977) |
| Schleswig-Holstein | | | | | |
| Norderstedt | 108 | 1978 | 0,18 | - | ZIESEMER (1981) |
| Bergenhäuser | 100 | 1975-78 | - | 0,06 - 0,11 | ZIESEMER (1981) |
| Niederlande | | | | | |
| Nijmegen (Prov. Gelderland) | 473 | 1974-76 | 1,7 | 0,7 - 17 | VISSER (1977) |
| Schweiz | | | | | |
| Ajoie | 275 | 1973-80 | 1 | 0,4 - 1,8 | JUILLARD (1984) |
| Frankreich | | | | | |
| (Norden und Osten) | ca. 1100 | 1986/87 | 0,1 | - | GENOT (1988) |
| Italien | | | | | |
| Po-Ebene | 862,5 | 1987/90 | 9 - 11 | - | ESTOPPEY (1992) |

Abkürzung: BP = Brutpaar

Für die Voreifel bedeutet dies, dass sie mit zu den vom Steinkauz am geringsten besiedelten Gebieten in Mitteleuropa gehört (vgl. Tab. 2).

1.2 Verlassene und neu besetzte Reviere im Vergleich

Neben der Siedlungsdichte wurde im Untersuchungsgebiet auch die Anzahl der verlassenen bzw. neu besetzten Reviere ermittelt (Tab. 3). Dabei stellte sich heraus, dass von 1987 bis

1997 im Mittel 7,1 Reviere (18,9 %) von einem zum anderen Jahr verlassen wurden. Neu besetzt wurden im gleichen Zeitraum jedoch nur durchschnittliche 6,1 Reviere (16,3 %) jährlich, was eine mittlere Abnahme von einem Revier (2,6 %) pro Jahr bedeutet.

Tab. 3: Erfassung des Steinkauzbestandes sowie die Anzahl der verlassenen bzw. neu besetzten Reviere im Untersuchungsgebiet

| Jahr | rufende M./km ² | | Brutpaare/km ² | | verlassene Reviere | neu besetzte Reviere |
|-------------|----------------------------|----------------------|---------------------------|----------------------|-----------------------|-------------------------|
| | $\bar{x} \pm s$ | n $\bar{x} \pm s$ | $\bar{x} \pm s$ | n $\bar{x} \pm s$ | n $\bar{x} \pm s$ | n $\bar{x} \pm s$ |
| 1987 | 0,16 | 41 | 0,16 | 41 | | |
| 1988 | 0,14 | 36 | 0,13 | 35 | 10 | 5 |
| 1989 | 0,15 | 38 | 0,14 | 37 | 5 | 7 |
| 1990 | 0,14 | 37 | 0,14 | 36 | 7 | 6 |
| 1991 | 0,16 | 41 | 0,15 | 39 | 2 | 6 |
| 1992 | 0,15 | 38 | 0,14 | 36 | 9 | 6 |
| 1993 | 0,14 | 36 | 0,14 | 35 | 8 | 6 |
| 1994 | 0,18 | 46 | 0,17 | 45 | 1 | 11 |
| 1995 | 0,13 | 34 | 0,13 | 34 | 14 | 2 |
| 1996 | 0,13 | 34 | 0,13 | 34 | 7 | 7 |
| 1997 | 0,12 | 31 | 0,12 | 31 | 8 | 5 |
| 1987 – 1997 | 0,14 ± 0,02 | 37,5 ± 3,9 | 0,14 ± 0,01 | 36,6 ± 3,6 | 7,1 ± 3,6 | 6,1 ± 2,1 |

Abkürzungen: n = Anzahl der rufenden Männchen, der Brutpaare und der Reviere

Zurückzuführen ist diese negative Entwicklung vermutlich auf die isolierte Lage der Population (fehlender Jungtier-Überschuss aus "optimalen" Habitaten) sowie auf die Tatsache, dass die Voreifel; als ein stark gegliedertes, waldreiches Hügelland mit einer demzufolge hohen Prädatorendichte einen suboptimalen Lebensraum für den Steinkauz darstellt (ZENS 1992). Im Wechsel mit dem Beuteaufkommen wirkte sich der Prädatorendruck recht unterschiedlich auf die jährlichen Verlustquoten beim Steinkauz aus. So waren vor allem in feldmausreichen Jahren (wie z. B. 1990/91 oder 1993/94) das Beuteaufkommen hoch, der Prädatorendruck (besonders durch den Steinmarder, *Martes foina*) gering und daher die Verlustquoten niedrig (vgl. IV.5.3.3), so dass genügend Jungvögel der Population zur Verfügung standen, um die zuvor entstandenen Ausfälle zu ersetzen sowie neue potentielle Standorte zu besiedeln. Jedoch überwogen im Untersuchungszeitraum die feldmausarmen Jahre, was zu einer Verschlechterung der Nahrungssituation und gleichzeitig zu einem deutlichen Anstieg der Verlus-

te durch Prädatoren führte, weshalb es insgesamt zu einer Zunahme der verlassenen Reviere pro Jahr kam (IV.5.3.3, Tab. 3).

1.3 Verlassene Reviere und Siedlungsdichte im Vergleich

Vergleicht man abschließend die Anzahl der verlassenen Reviere im Projektzeitraum mit der Entwicklung der Siedlungsdichte, so wird deutlich, dass auch hier ein wellenartiger Verlauf zu beobachten ist (Abb. 3).

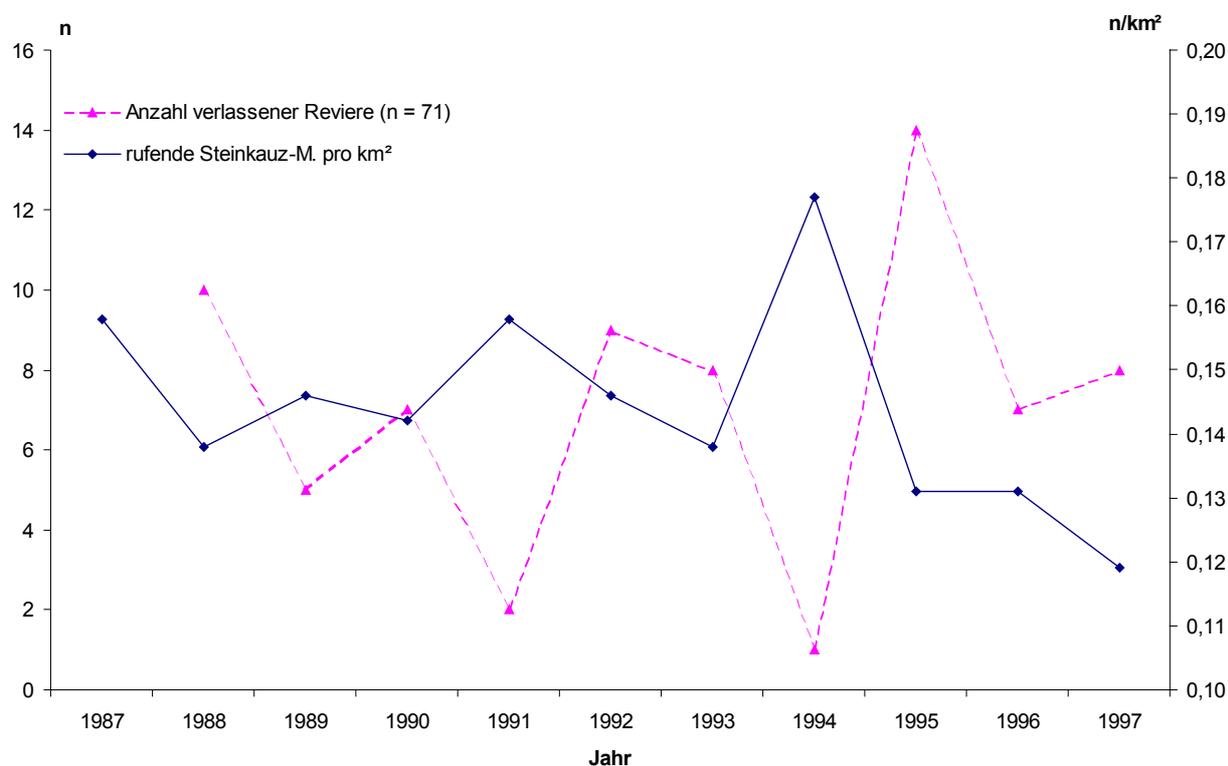


Abb. 3: Anzahl verlassener Reviere in Wechselwirkung mit der Anzahl rufender Steinkauz-Männchen pro km² im Untersuchungsgebiet von 1987 bis 1997
Abkürzung: Steinkauz-M = Steinkauz-Männchen

Parallel zur Siedlungsdichte entwickelte sich jedoch die Anzahl der verlassenen Reviere gegenläufig, wobei die Amplitudenausschläge nach oben bzw. unten wesentlich extremer ausfielen. Dies ist ein weiteres charakteristisches Merkmal für die pessimalen Lebensbedingungen des Steinkauzes in der Voreifel.

2. Reviertreue

2.1 Reviertreue bei adulten Steinkäuzen

Vergleicht man Steinkauz-♂ und -♀ bezüglich ihrer Reviertreue, fällt auf, dass insbesondere bei den Männchen die Bindung an ihr Revier am stärksten ausgeprägt war. Mit 80,8 % (59 von 73 mehrfach gefangenen Individuen) war daher die Revierbindung bei ihnen im Untersuchungszeitraum deutlich höher als bei den Weibchen, bei denen nur 64,6 % (42 von 65

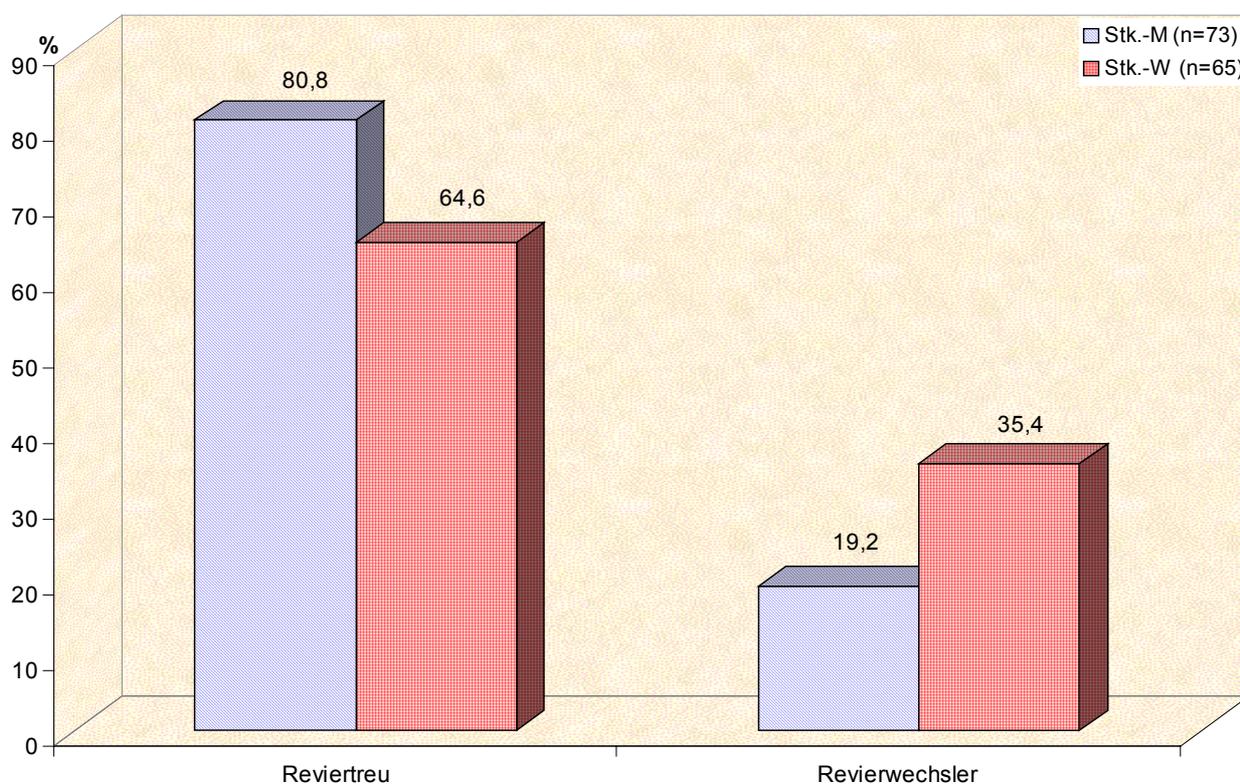


Abb. 4: Häufigkeit der Revierwechsel bei adulten Steinkauz-♂ und -♀;
Abkürzungen: Stk.-M = Steinkauz-Männchen; Stk.-W = Steinkauz-Weibchen

wiederholt kontrollierten Tieren) ihrem erstmalig besetzten Revier treu blieben (Abb. 4). Demzufolge waren vor allem die Weibchen weniger reviertreu und besaßen mit 35,4 % eine deutlich höher Neigung zum Revierwechsel.

Betrachtet man zusätzlich das Alter der Tiere zum Zeitpunkt des Wechsels, so zeigte sich, dass insgesamt über 80 % der Revierwechsel beim Steinkauz innerhalb der ersten drei Lebensjahre erfolgten. Während die Wechselhäufigkeit bei den adulten Männchen nach der ers-

ten Brutsaison mit etwa 63 % am stärksten war, verteilten sich die Wechsel bei den adulten Weibchen mit abnehmender Intensität über mehrere Jahre (Abb. 5). Für vierjährige und ältere Tiere, die bis dahin noch keinen Wechsel vollzogen hatten, bedeutete dies, dass sie auch zukünftig mit hoher Wahrscheinlichkeit (Wechselhäufigkeit < 20 %) ihrem Revier treu blei-

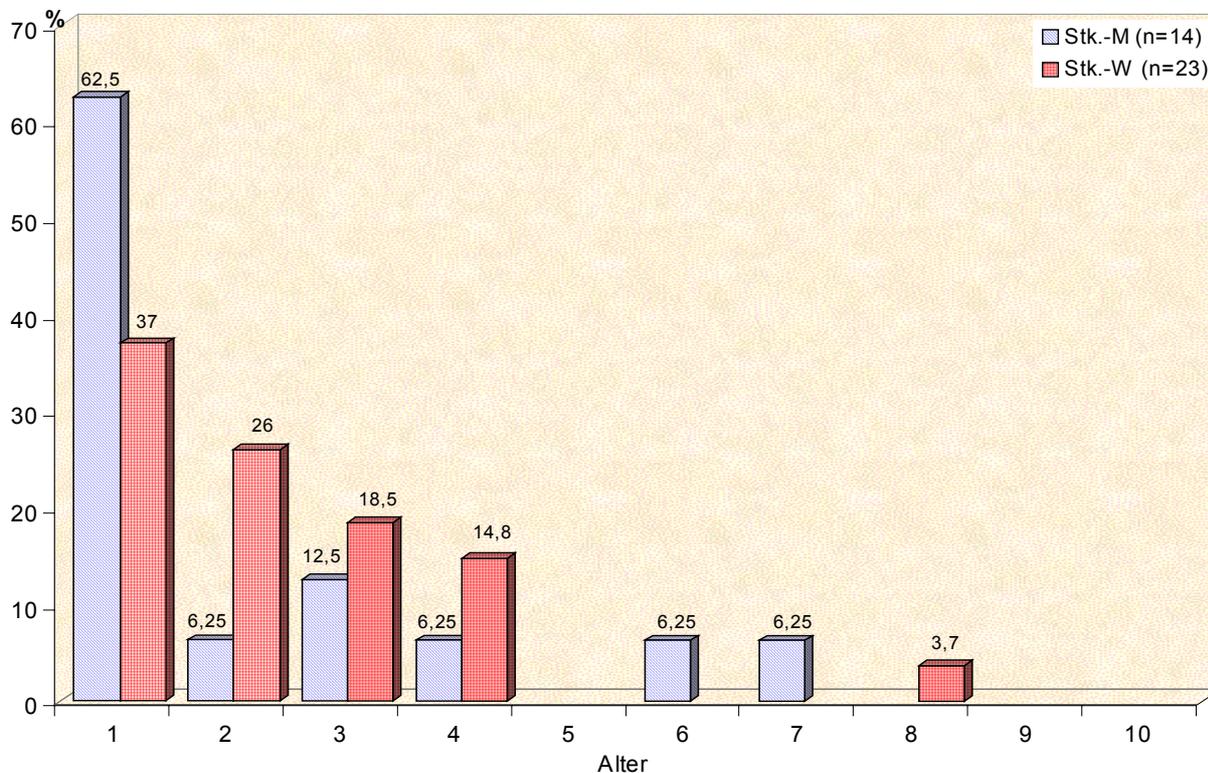


Abb. 5: Alter der adulten Steinkauz-♂ und -♀ zum Zeitpunkt des Revierwechsels
Abkürzungen: Stk.-M = Steinkauz-Männchen; Stk.-W = Steinkauz-Weibchen

ben würden. Die Anzahl der Wechsel pro Umsiedler belief sich bei den meisten im Untersuchungszeitraum auf eine Umsiedlung, während zwei- bis dreimalige Revierwechsel nur bei etwa einem fünftel der Tiere (Männchen mit 21,4 %; Weibchen mit 21,7 %) registriert wurden.

2.2 Umsiedlungsgründe bei Steinkauz-♂ und -♀

Die Hauptgründe, die zu Umsiedlungen bei adulten Steinkäuzen führten, waren Verluste zur Brutzeit sowie Partnerausfälle. Im Einzelnen handelte es sich um Bruten, die nur zum Teil erfolgreich waren (reduzierter Ausflugerfolg), Gelege, die aufgegeben sowie Gelege bzw. Bruten, die ausgenommen wurden und schließlich Partner, die verschollen gegangen bzw. abgewandert waren (Abb. 6). Insbesondere die beiden letzten Gründe, sprich Gelege bzw.

Bruten ausgenommen und Partner verschollen bzw. abgewandert, führten vermehrt zu Um-

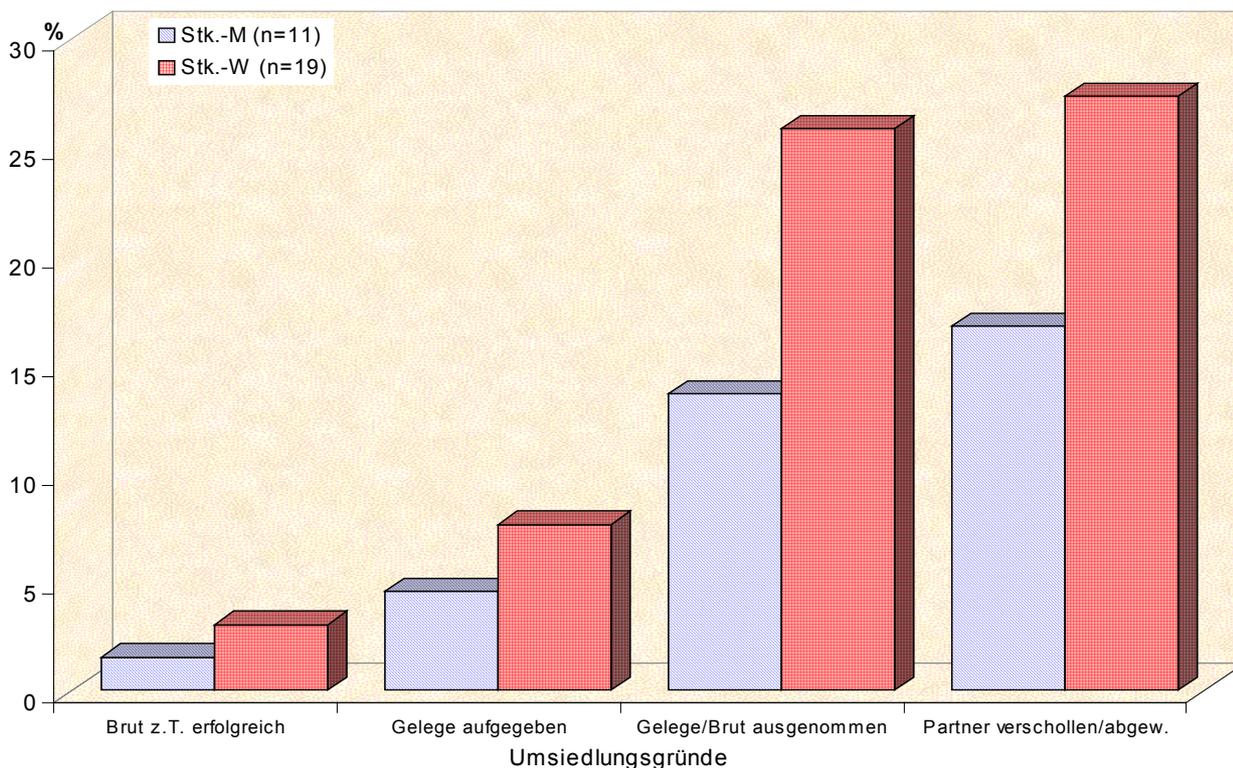


Abb. 6: Umsiedlungs- bzw. Revierwechselgründe adulter Steinkauz-♂ und ♀
Abkürzungen: Stk.-M = Steinkauz-Männchen; Stk.-W = Steinkauz-Weibchen

siedlungen. In allen Fällen reagierten vor allem die Weibchen am stärksten, so dass bei ihnen die meisten Revierwechsel zu beobachten waren (vgl. 2.1).

Fasst man ferner die beiden Gründe, Gelege aufgegeben und Gelege bzw. Brut ausgenommen, zusammen in der Feststellung **Brut nicht erfolgreich** und kombiniert die Wechselgründe so miteinander, wie sie in den betreffenden Revieren aufgetreten waren, zeigte sich, dass insgesamt drei Kombinationen Umsiedlungen auslösen konnten (Abb. 7).

Während die dritte Kombination, Brut zum Teil erfolgreich und Partner verschollen bzw. abgewandert, kaum Revierwechsel verursachte, führte insbesondere die erste Verknüpfung mit negativem Bruterfolg und verlorenem Partner am häufigsten zu Umsiedlungen. Wie vorher zeigte sich auch hier, dass in allen drei Kombinationen wiederum die Weibchen am zahlreichsten wechselten. Die Hauptgründe hierfür waren der negative Bruterfolg und der Partnerverlust, die zusammen die höchste Intensität von Revierwechseln verursachten. Bei den Männchen hingegen war der Verlust der Brut nur von geringer Bedeutung, so dass in erster

Linie der Verlust der Partnerin, wie dies im Vergleich zwischen der ersten und der zweiten Kombination deutlich wird, zu einem Revierwechsel führte (Abb. 7).

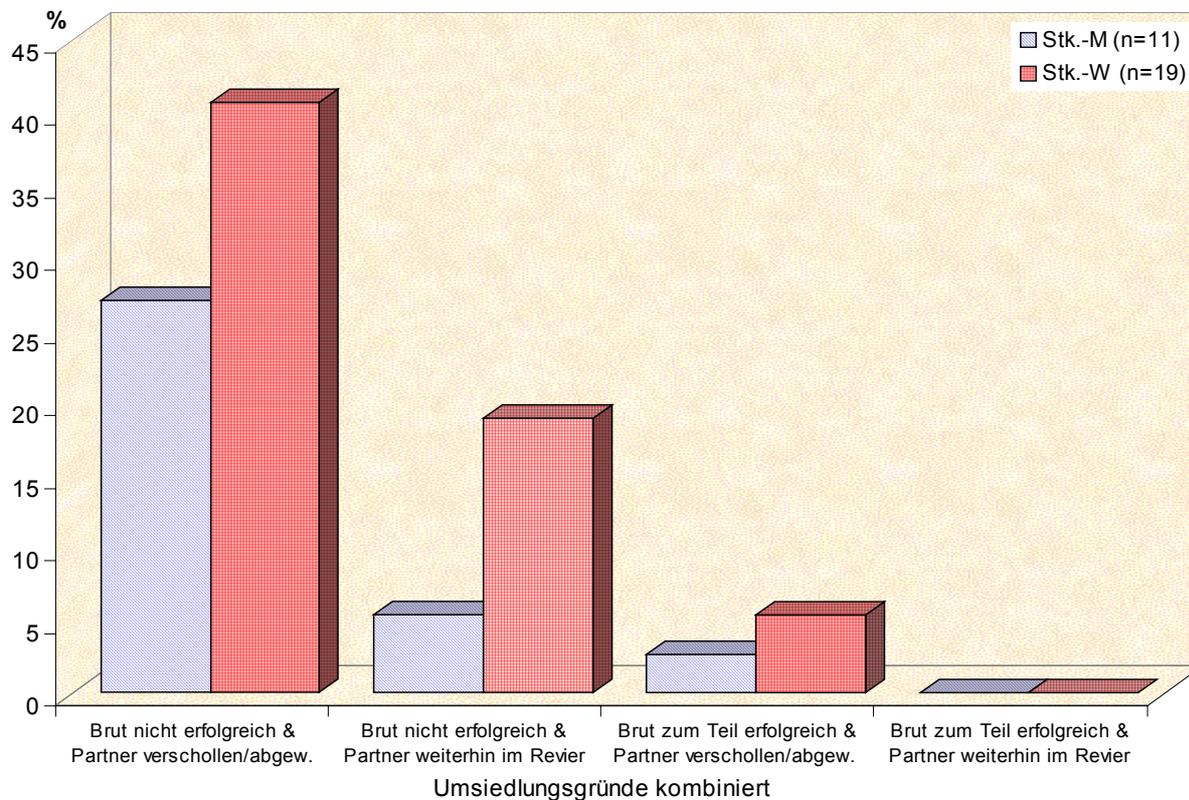


Abb. 7: Umsiedlungs- bzw. Revierwechselgründe adulter Steinkauz-♂ und -♀ kombiniert
Abkürzungen: Stk.-M = Steinkauz-Männchen; Stk.-W = Steinkauz-Weibchen

2.3 Umsiedlungsentfernungen adulter Steinkäuze

Die ermittelten Umsiedlungsentfernungen adulter Steinkäuze lagen im Mittel bei 1,93 km bzw. als Median bei einem Wert von 1,25 km (Abb. 8). Die kürzeste Entfernung betrug 0,25 km (definierter Grenzwert für Revierwechsel) und die weiteste 7,35 km.

Durch eine getrennte Auswertung von Männchen- und Weibchen-Wiederfunden wurden geschlechtsspezifische Unterschiede im Umsiedlungsverhalten deutlich (Abb. 8, Abb. 9).

So siedelten die Revierwechsler bei den Männchen in einer mittleren Entfernung von 1,37 km ($x_{\text{med}} = 1,25$ km, $n = 11$) und die bei den Weibchen von 2,2 km ($x_{\text{med}} = 1,33$ km, $n = 19$) um. Alle Männchen und etwa 64 % der Weibchen siedelten dabei in einem Radius bis 2,5 km um ihr ehemaliges Brutrevier, wobei die Mehrzahl der Tiere (69,2 % Männchen; 60,7 % Weibchen) sich in einem Umkreis von 1,5 km wieder angesiedelt hatten. Über den Radius von 2,5 km hinaus wechselten schließlich nur noch die restlichen Weibchen (ca. 36 %). Die Variati-

onsbreite der Umsiedlungsentfernungen betrug bei den Männchen 0,25 km bis 2,5 km und bei den Weibchen 0,25 km bis 7,35 km. Obwohl der Unterschied zwischen Männchen und

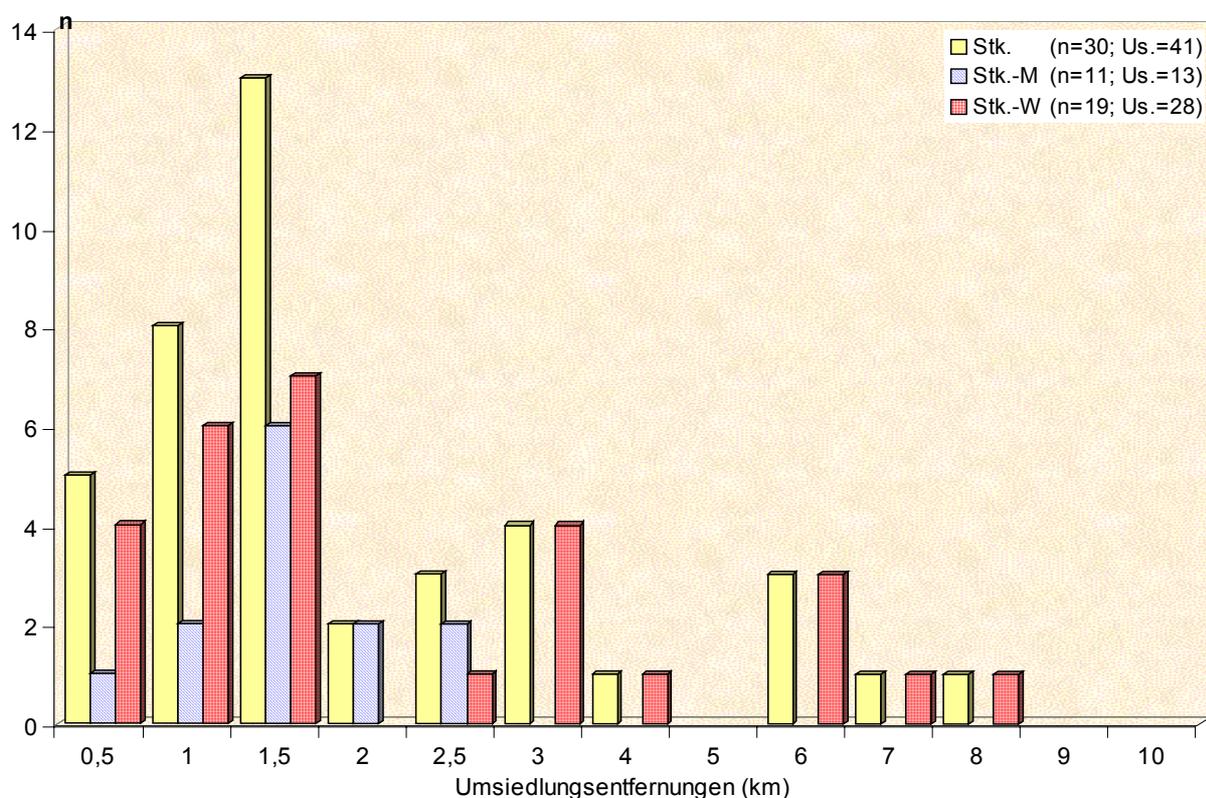


Abb. 8: Umsiedlungsentfernungen adulter Steinkäuze von 1987 bis 1997

Abkürzungen: Stk.-M = Steinkauz-Männchen; Stk.-W = Steinkauz-Weibchen; Us. = Umsiedlungen

Weibchen bezüglich des Umsiedlungsverhaltens statistisch nicht abgesichert werden konnte, ist jedoch schon ein gewisser Trend erkennbar, wonach offenbar die Weibchen eine größere Emigrationsneigung besitzen als die Männchen.

Zusammenfassend betrachtet zeigte sich, dass wie auch in einigen anderen Untersuchungsgebieten (ULLRICH 1980, FUCHS 1987, KÄMPFER & LEDERER 1988) adulte Steinkäuze größtenteils zur Reviertreue neigen. Lediglich 1,8 % der Männchen und 10,2 % der Weibchen in Mittelwestfalen (KÄMPFER & LEDERER 1988) sowie 3 % der Männchen und 15,2 % der Weibchen im Albvorland (ULLRICH 1980) wurden als nicht brutortstreu und somit als Revierwechsler eingestuft. Im Vergleich hierzu waren die in der Mechernicher Voreifel beobachteten Wechselraten von 19,2 % bei den adulten Männchen und 35,4 % bei den adulten Weibchen mit Abstand am höchsten. Folglich siedelten im Untersuchungsgebiet bei den Männchen ca. 84 - 91 % und bei den Weibchen etwa 57 - 71 % mehr Individuen um als in den

o.g. Populationen. Bei allen jedoch wechselten die Weibchen ihre Reviere wesentlich bzw. signifikant häufiger als die Männchen, was ihre größere Emigrationsneigung unterstreicht.

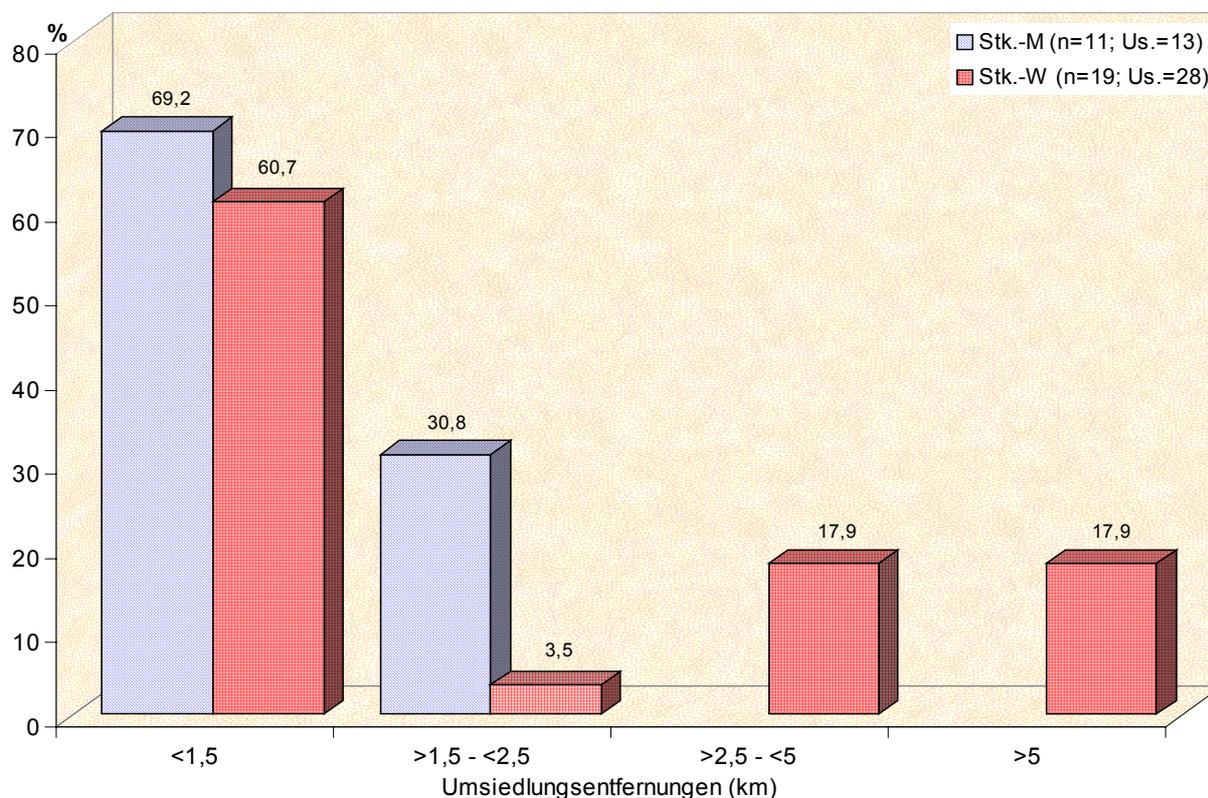


Abb. 9: Umsiedlungsentfernungen adulter Steinkauz-♂ und -♀ zusammengefasst in vier Entfernungskategorien von 1987 bis 1997;
Abkürzungen: Stk.-M = Steinkauz-Männchen; Stk.-W = Steinkauz-Weibchen; Us. = Umsiedlungen

Keine geschlechtsspezifischen Unterschiede fand FUCHS (1987) in der Betuwe-Region (zwischen Rhein und Waal/NL), wo 20 % der Steinkäuze jährlich ihr Revier wechselten. Zu einem ähnlichen Ergebnis kam EXO (unveröff., SCHÖNN et al. 1991), der anhand von Wiederfund- und Mortalitätsraten 69 adult beringter Steinkäuze jährliche Revierwechsel von etwa 10-20 % der Vögel kalkulierte.

Über die Gründe für die Revierwechsel wurden bisher nur Vermutungen wie folgt geäußert: Partnerverluste (von vergleichsweise geringer Bedeutung), Störungen am Brutplatz (z.B. regelmäßige Marderbesuche), Anwachsen des Feinddrucks (z.B. Waldkazzunahme) und Wechsel in qualitativ bessere Reviere (z.B. größeres Höhlenangebot, höherer Grünlandanteil), der als einer der wesentlichsten Antriebe für eine Umsiedlung angesehen wurde (SCHÖNN et al. 1991). Dagegen führten die langjährigen Untersuchungen in der Voreifel zu anderen Ergebnissen, wonach hier die Hauptgründe für einen Revierwechsel speziell der Brutverlust (meistens durch Steinmarder verursacht) sowie der Ausfall eines Partners waren (s. Abb. 6).

Beiden Gründen maß man bisher als Auslöser für Umsiedlungen keine bzw. nur vergleichsweise geringe Bedeutung bei (SCHÖNN et al. 1991). Die Wechsel erfolgten dabei nur zu etwa 50 % (21 von insgesamt 41 Umsiedlungen) in qualitativ bessere Reviere, während die restlichen Umsiedlungen in Reviere gleicher (7 mal) bzw. schlechterer Qualität (13 mal) stattfanden. Somit war dies im Untersuchungsgebiet kein maßgeblicher Grund für einen Revierwechsel.

Geschlechtsspezifisch differenzierte Angaben zur Umsiedlungsentfernung adulter Steinkäuze findet man bei KÄMPFER & LEDERER (1988) und GASSMANN & BÄUMER (1993). So betrug in Mittelwestfalen der Median der Umsiedlungsentfernungen adulter Weibchen 1,75 km, wobei einzelne Vögel aber auch über größere Entfernungen bis maximal 40 km wechselten (Variationsbreite zwischen 0,5 – 40 km). Den gleichen Median ($x_{\text{med}} = 1,75$ km) ermittelte auch GASSMANN & BÄUMER (1993) bei sechs adulter Weibchen in der westlichen Jülicher Börde. Diese waren jedoch die einzigen von insgesamt 74 wiedergefangenen adulten Tieren, die ihren Beringungsort verlassen hatten. Im Verhältnis zur Voreifel (Umsiedlungsentfernung: $x_{\text{med}} = 1,33$ km) legten die westfälischen als auch die Weibchen der Jülicher Börde etwas weitere Distanzen zurück, wobei jedoch auch hier sich der größte Teil der Tiere (10 von 14 bzw. 4 von 6 Revierwechsler) schon innerhalb einer Entfernung von 2 km wieder angesiedelt hatte (KÄMPFER & LEDERER 1988, GASSMANN & BÄUMER 1993). Ein Vergleich der Umsiedlungsentfernungen adulter Männchen erübrigt sich, da von KÄMPFER und LEDERER (1988) nur einer von fünfundfünfzig wiederholt kontrollierten Männchen als nicht brutortstreu eingestuft und in der westlichen Jülicher Börde (GASSMANN & BÄUMER 1993) kein einziges Männchen als Umsiedler nachgewiesen wurde. Im Gegensatz zur Mechernicher Voreifel lag der Grenzwert für Umsiedlungen bei KÄMPFER und LEDERER (1988) bei 500 m.

IV.3. REVIER-KLASSEN

1. Bildung von Revierklassen

1.1 Einteilung der Steinkauzreviere in fünf Klassen

Im Verlauf der vorliegenden Langzeitstudie wurde erkennbar, dass die Steinkauzreviere im Untersuchungsgebiet zum Teil deutliche Unterschiede bezüglich ihrer Besetzungsdauer und -häufigkeit aufwiesen. Neben Revieren, die ständig bzw. langjährig kontinuierlich besiedelt waren und auch Verluste (Partner- bzw. Paarverluste) sofort ausgleichen konnten, gab es Reviere, die nur unregelmäßig für kurze Zeit besetzt waren. Ähnliche Beobachtungen wurden auch in Mittelwestfalen, der Betuwe-Region und am Niederrhein gemacht (FUCHS 1987, KÄMPER & LEDERER 1988, EXO unveröff. in SCHÖNN et al. 1991).

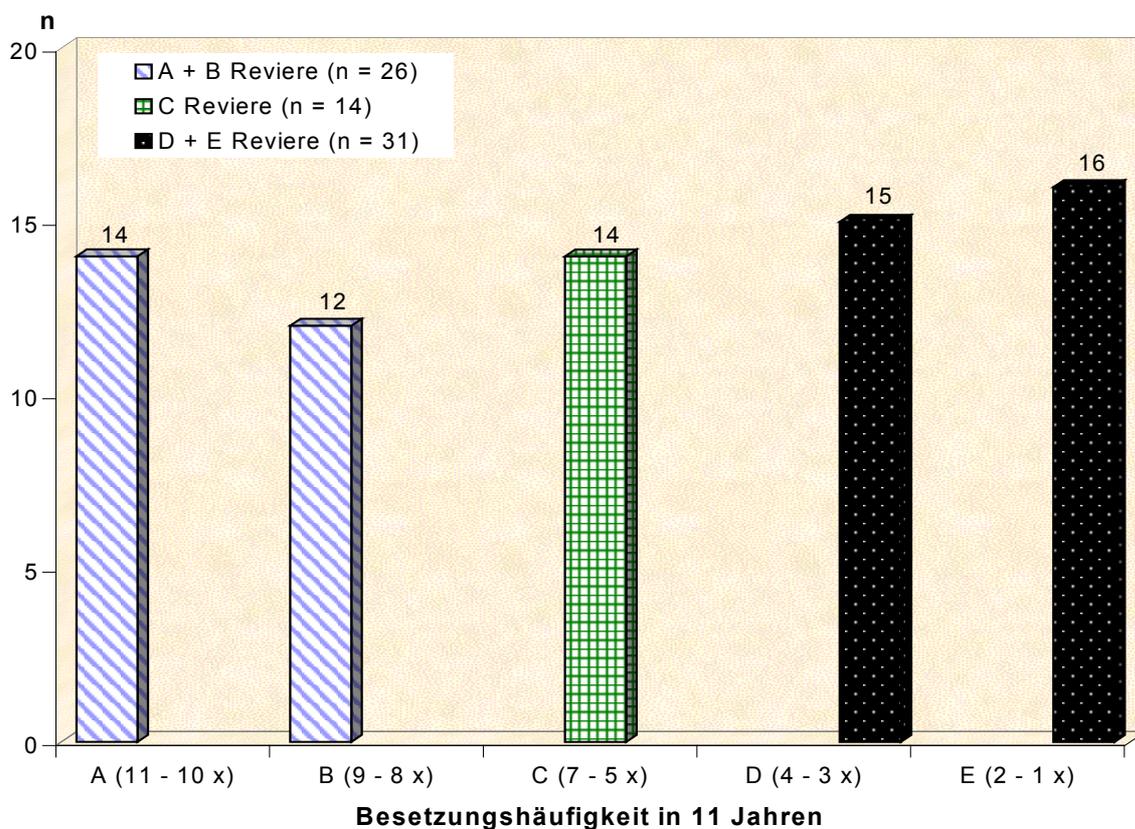


Abb. 10: Einteilung der 71 Reviere in 5 Klassen nach ihrer Besetzungshäufigkeit von 1987-97

Aufgrund des umfangreichen Datenmaterials war es darüber hinaus möglich, die Revierent-

wicklung in der Mechernicher Voreifel differenzierter zu analysieren. So konnten im Laufe der elfjährigen Untersuchungszeit insgesamt 71 vom Steinkauz besetzte Reviere erfasst werden, die sich nach ihrer Besetzungshäufigkeit klassifizieren ließen (Abb. 10). Es entstanden fünf Revier-Klassen, A bis E, die mit abnehmender Tendenz jeweils unterschiedlich oft im Projektzeitraum besiedelt worden waren. Am häufigsten und dauerhaftesten waren die Reviere der Klasse A, am seltensten die der Klasse E besetzt.

1.2 Lage der klassifizierten Reviere im Untersuchungsgebiet

Die überwiegende Anzahl der Steinkauzreviere der Klassen A und B befanden sich in ortsnahen Obstweiden auf wechselfeuchtem Grünland der Neffelbachaue und der Vlattener Bachaue sowie an drei Stellen (Eppenich / Bürvenich, Voißel / Bescheid und Lückerrath / Schützensdorf) auf entsprechenden Standorten entlang kleinerer Bachläufe (s. Abb. 1). Demgegenüber erstreckten sich die Reviere der Klasse C fast ausschließlich längs kleinerer Bäche bzw. Bachsysteme (z. B. dem Muldenauer Bach). Die Reviere der Klassen D und E hingegen lagen vorwiegend im Randbereich von "Steinkauz-Dichtezentren", in Wald- bzw. Parknähe oder isoliert in der Landschaft sowie an stark befahrenen Strassen. Insbesondere bei den walddahen Revieren grenzten die meisten fast immer an klassische Waldkauzhabitate, was sich aufgrund der dauernden Waldkauzpräsenz äußerst negativ auf ihre Besetzungshäufigkeit und –dauer auswirkte.

2. Revierklassen im Vergleich

2.1 Bruterfolg und Revierwechselrate

Vergleicht man die Klassen hinsichtlich ihres Bruterfolgs und der Häufigkeit ihrer Revierwechsel im Untersuchungszeitraum miteinander, so stellt man fest, dass der Bruterfolg und die Wechselrate sich absolut konträr zueinander verhielten. Während der Bruterfolg bei den A/B-Revieren am höchsten war, fiel er signifikant ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test) um mindestens jeweils die Hälfte über die C-Reviere zu den D/E-Revieren ab. Demgegenüber stieg die Wechselrate von den A/B-Revieren, wo sie am niedrigsten war, deutlich ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test) über die C-Reviere zu den D/E-Revieren an (s. Abb. 11).

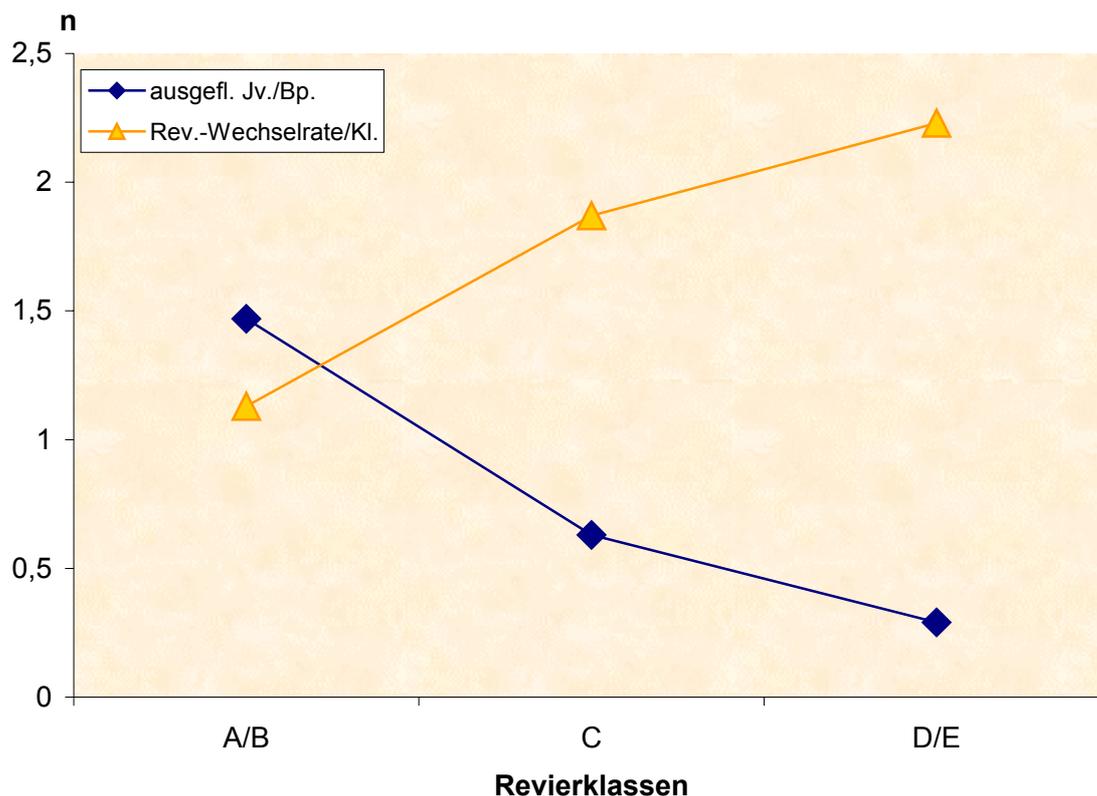


Abb. 11: Mittlerer Bruterfolg und Revierwechselrate im Klassenvergleich

Abkürzungen: ausgefl. Jv. /Bp = ausgeflogene Jungvögel pro Brutpaar;

Rev.-Wechselrate/Kl. = Revier-Wechselrate pro Klasse

Aufgrund der unterschiedlichen Lagen der klassifizierten Reviere ($n = 45$) liegt die Ursache hierfür offenbar in den Habitatstrukturen der jeweiligen Revierklassen.

2.2 Habitatstrukturen ausgewählter klassifizierter Reviere

Die Analyse der Habitatstrukturen von fünfzehn klassifizierten Revieren, die in einem Radius von 300 m um den Brutplatz (ca. 28,3 ha potenzielle Revierfläche) zur Brutsaison kartiert worden waren, ergab, dass nur zwischen 24,9 % und 36,4 % der potenziellen Revierfläche als Habitatstrukturen für den Steinkauz nutzbar waren. Davon machten die Grünlandflächen (Viehweiden, Mahdwiesen und Säume) mit 76,8 % bis 88,4 % den mit Abstand größten Teil der für die Jagd geeigneten Areale aus. Die restlichen Strukturen waren überwiegend Schotter- und Graswege aber auch Sonderbiotope wie Rasensportplätze, Trockenrasen und Bahndämme. Signifikante Unterschiede zwischen den Revier-Klassen A/B, C und D/E waren hierbei nicht festzustellen.

Obwohl Wald- bzw. Parkflächen nicht zu den vom Steinkauz genutzten Habitatstrukturen gehören, sind sie jedoch Lebensräume des Waldkauzes (*Strix aluco*), einer seiner häufigsten Prädatoren. Daher wurden diese Flächen, sofern sie in der potenziellen Revierkulisse vorlagen, mit aufgenommen. In acht der fünfzehn ausgewählten Revieren war dies der Fall, so dass man hier beispielhaft die Bedeutung von Wäldern bzw. waldähnlichen Strukturen für die Klassifikation der Reviere analysieren konnte.

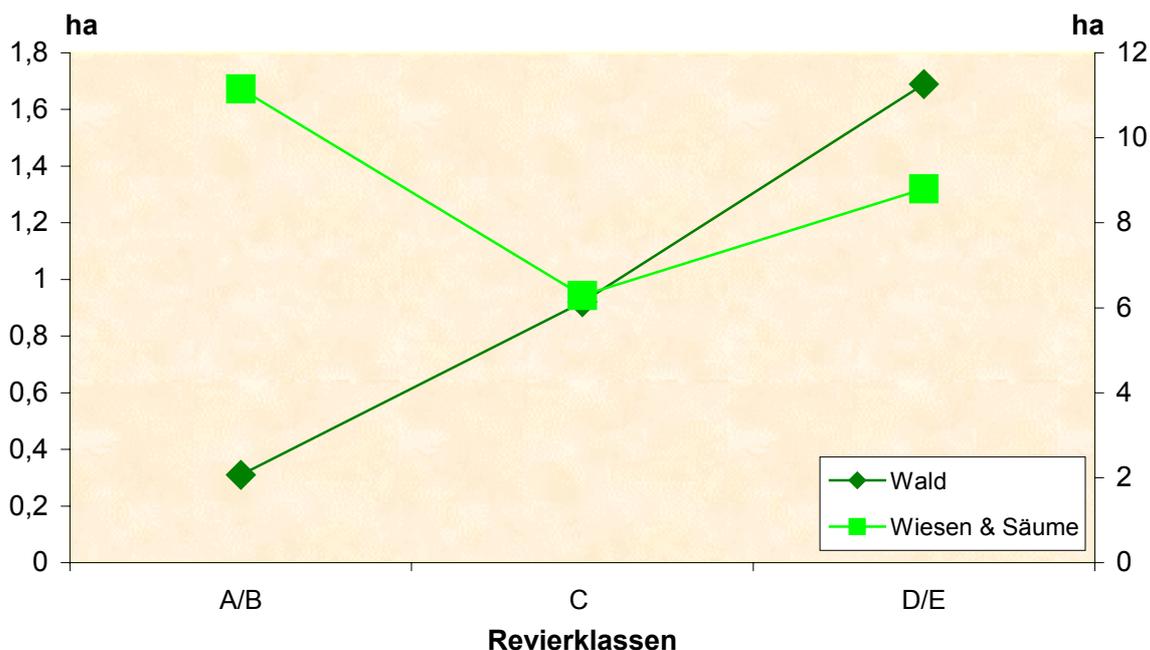


Abb. 12: Gewichtigkeit von Wäldern und Grünlandflächen für die Revier-Klassifikation
Abkürzungen: A/B = A/B-Reviere, C = C-Reviere, D/E = D/E-Reviere

Zum Vergleich wurde ergänzend die Entwicklung der Haupthabitatstrukturen, der Wiesen- und Saumflächen, miteinbezogen (Abb. 12). Hierbei zeigte sich, dass ausschließlich der Anteil der Waldflächen an der potenziellen Revierkulisse für die Klassifikation der Reviere wesentlich war. So nahm die Waldfläche von den A/B-Revieren, wo sie am niedrigsten war, über die C-Reviere zu den D-/E-Revieren signifikant ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test) zu. Demgegenüber waren die Unterschiede bei den Grünlandflächen zwischen den Revierklassen nicht signifikant.

Resümierend ist daher festzuhalten, dass vor allem der Waldanteil in einem Steinkauzrevier der entscheidender Faktor für die Lebensraumqualität und somit für seine Einstufung war.

IV.4. BRUTBIOLOGIE

1. Legebeginn

1.1 Einzelbetrachtung von 1989 bis 1997

Der Beginn der Legeperiode erstreckte sich im Untersuchungszeitraum von der ersten April- bis hin zur ersten Junidekade (Abb. 13).

Dabei fiel in den neun Erhebungsjahren fünf mal der mediane Legebeginn in die 3. Aprildekade. Einmal, 1993, begann die Legeperiode schwerpunktmäßig schon in der 2. Aprildekade, was höchstwahrscheinlich durch die zu dieser Zeit herrschende Feldmaus-Gradation hervorgerufen wurde (vgl. Abb. 15). Dagegen fiel in den Jahren 1994, 1995 und 1997 der mediane Legebeginn in die 1. Maidekade. Verursacht wurde dies, zumindest 1994 und sehr wahrscheinlich auch 1997, durch ein sehr geringes Feldmausvorkommen (Feldmaus-Latenzjahr).

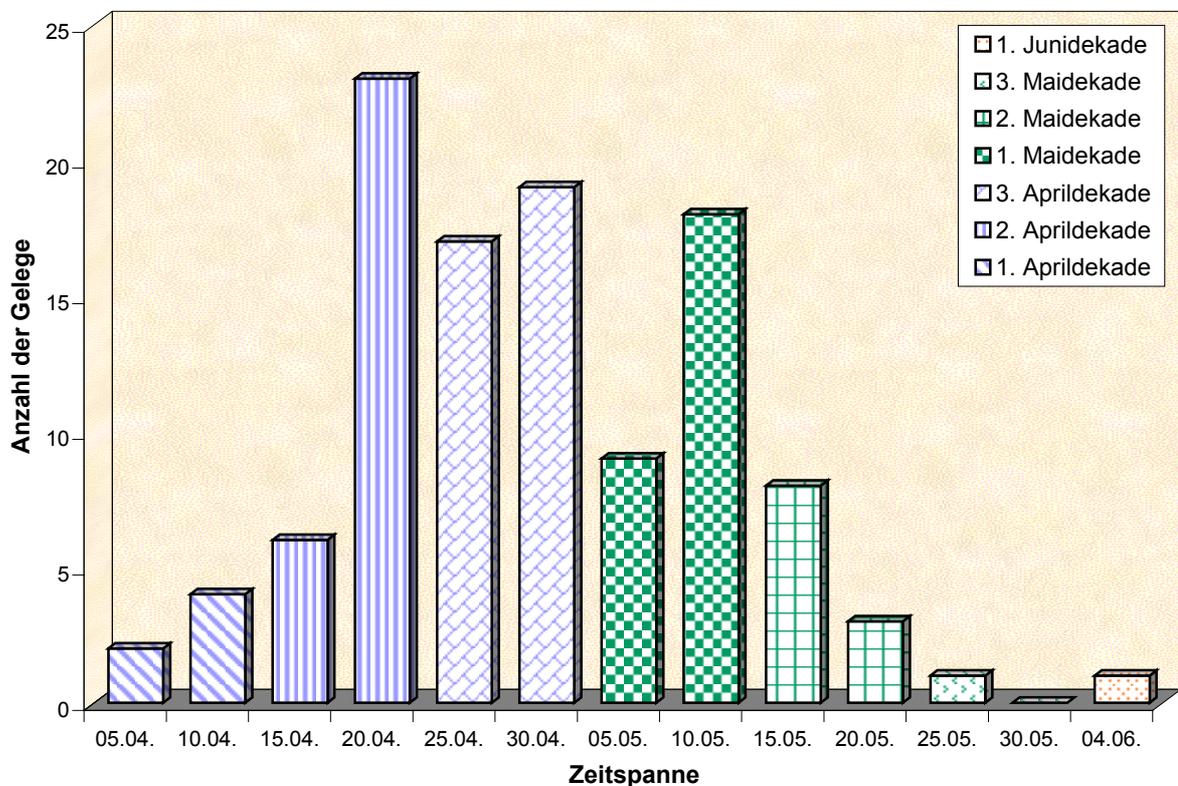


Abb. 13: Summe der Legebeginnndaten in der Mechernicher Voreifel von 1989 bis 1997

Ein Vorrücken des Legetermins beobachteten auch ILLNER (1979) im Raum Werl (Westfalen) und ULLRICH (1980) in der Umgebung von Göppingen, wo in den Feldmaus-Gradationsjahren 1974 und 1977 der mittlere Legebeginn jeweils in die zweite Aprildekade fiel. Gleiches wurde auch schon bei anderen Eulenarten festgestellt (SOUTHERN 1970, KAUS 1977, GLUTZ & BAUER 1980, Korpimäki 1981, MEBS & SCHERZINGER 2000).

1.2 Gesamtbetrachtung von 1989 bis 1997

Über den Gesamtzeitraum betrachtet fiel im Untersuchungsgebiet der mittlere Legebeginn (x_{med}) in die dritte Aprildekade ($n = 111$, Spanne: ca. 05. April bis 04. Juni; Abb. 13).

Auf eine exakte Bestimmung des jeweiligen Legetermins wurde verzichtet, so dass eine indirekte Ermittlung durch die zur Zeit der Eiablage kontrollierten Gelege als auch durch Rückrechnung vom Schlupftermin erfolgte (28 Tage Brutdauer, Legeintervalle von 1 bis 2 Tagen, Brutbeginn ab 2. bis 3. Ei, vgl. EXO 1983).

Der in der Mechernicher Voreifel ermittelte Legebeginn entsprach weitgehend sowohl den Beobachtungen von EXO (1983) am Unteren Niederrhein als auch von KNÖTZSCH (1978) und ULLRICH (1973, 1980) in Süd-Deutschland sowie von SCHÖNN (1986) in Ost-Deutschland.

2. Schlupfbeginn

2.1 Gesamtbetrachtung von 1989 bis 1997

Zeitversetzt zur Legeperiode schlüpften von 1989 bis 1997 die meisten Gelege in der dritten Mai- und ersten Junidekade.

Im Mittel (Median) lag der Schlupfbeginn in der dritten Maidekade ($n = 111$, Spanne: ca. 05. Mai bis 04. Juli; Abb. 14). Weitgehend wurde dies auch von EXO (1983, 1987) am Unteren Niederrhein festgestellt.

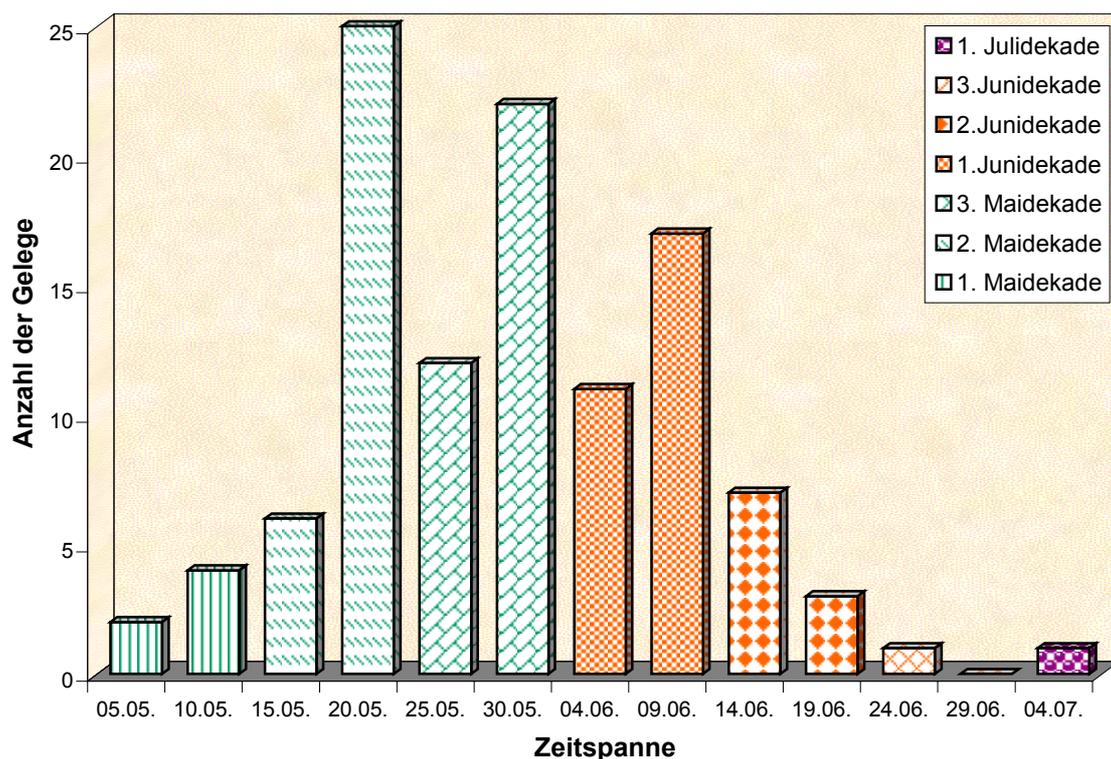


Abb. 14: Summe der Schlupfdaten in der Mechernicher Voreifel von 1989 bis 1997

3. Bruterfolg

3.1 Gelegestärke

Von 1987 bis 1997 wurden insgesamt 412 Brutnachweise erbracht. Von 268 Brutten konnten aufgrund regelmäßiger Gelegekontrollen, insbesondere seit 1989, die Gelegestärken ermittelt werden. Danach legten die Weibchen im Untersuchungszeitraum im Mittel $3,85 \pm 0,23$ Eier/Gelege ($n = 268$, Tab. 00, Abb. 15). Die beobachteten Schwankungen der mittleren Gelegestärken im Jahresvergleich waren bis auf drei Verläufe nicht signifikant (Abb. 15). Der erste signifikante Verlauf ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test) fand zwischen 1988 und 1989 statt, wo die durchschnittliche Gelegegröße um 13,83 %, von 4,12 Eier/BP auf 3,55 Eier/BP, zurückging. Von 1991 nach 1992 stieg schließlich die mittlere Gelegegröße um 19,27 %, von 3,58 Eier/BP auf 4,27 Eier/BP, signifikant an ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test), worauf sie um 13,82 % auf 3,68 Eier/BP im Jahr 1994 ($p < 0,01$, Mann-Whitney-Test) wieder sank.

Wie nachfolgend vor allem beim Bruterfolg deutlich wurde, waren die ausgeprägten Schwankungen der mittleren Gelegestärke überwiegend wohl auf den Einfluss von Feldmaus-Zyklen (Gradations- bzw. Latenzjahre) zurückzuführen (Abb. 15).

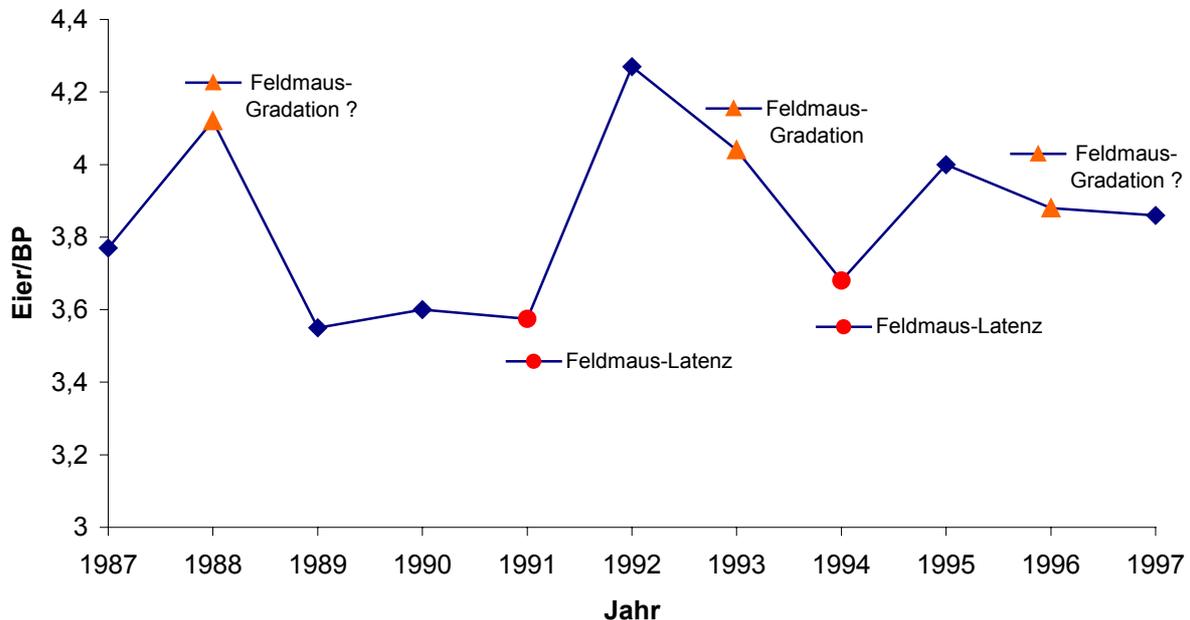


Abb. 15: Entwicklung der mittleren jährlichen Gelegestärke im Untersuchungszeitraum

Die im Untersuchungsgebiet errechnete mittlere Gelegestärke entsprach im Vergleich zu anderen untersuchten Populationen in Europa am ehesten den Gelegegrößen der Steinkäuze in der Jülicher Börde (3,63 GASSMANN & BÄUMER 1993), am Unteren Niederrhein (3,61 EXO 1987), im Raum Werl (3,85 ILLNER in SCHÖNN et al. 1991) sowie in den Nordvogesen (3,96 GÈNOT 1992; vgl. Tab. 4). Deutlich mehr Eier pro Gelege legten die Tiere ostdeutscher (4,11 SCHÖNN 1986) und süddeutscher Populationen (4,12 ULLRICH und 4,42 KNÖTZSCH in SCHÖNN et al. 1991 und 4,43 FURRINGTON 1987). Geringere Gelegestärken wurden bisher nur für die Schweiz beschrieben (3,12 JUILLARD 1984).

3.2 Schlupf- und Bruterfolg

In der Mechernicher Voreifel schlüpften im Mittel $3,09 \pm 0,3$ Junge/BP ($n = 254$) bzw. $3,71 \pm 0,26$ Junge/erfolgreichem BP ($n = 210$; Tab. 4, Abb. 17). Aus 412 Brutten flogen im Mittel $1,34 \pm 0,5$ Junge/BP ($n = 412$) bzw. $2,78 \pm 0,4$ Junge/erfolgreichem BP ($n = 189$; Tab. 4, Abb. 16 und 17) aus. Die Berechnung des Bruterfolgs bezog sich auf das Beringungsalter der Jungvögel von etwa 21 bis 28 Tagen. Wurden bei späteren Kontrollen beringte tote Jungvögel

Tab. 4: Brutbiologische Daten aus der Mechernicher Voreifel im Vergleich zu Ergebnissen einiger anderer Autoren

| Autor | | Eier/BP | geschl./BP | geschl./erfr. BP | ausgfl./BP | ausgfl./erfr. BP | Untersuchungsgebiet |
|----------------------------------|----------------|-----------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------|
| Untersuchungszeitraum | | $\bar{x} \pm s$ (n) | $\bar{x} \pm s$ (n) | $\bar{x} \pm s$ (n) | $\bar{x} \pm s$ (n) | $\bar{x} \pm s$ (n) | |
| ZENS | 1987 | 3,77 ± 0,7 (13) | 2,77 ± 1,48 (13) | 3,27 ± 0,96 (11) | 1,51 ± 1,55 (41) | 2,7 ± 1,04 (23) | Mechernicher Voreifel |
| | 1988 | 4,12 ± 0,76 (17) | 3,53 ± 1,46 (17) | 4 ± 0,73 (15) | 1,84 ± 1,85 (36) | 3,14 ± 1,32 (21) | |
| | 1989 | 3,55 ± 0,81 (29) | 2,69 ± 1,64 (26) | 3,5 ± 0,81 (20) | 1,5 ± 1,65 (38) | 2,71 ± 1,28 (21) | |
| | 1990 | 3,6 ± 0,75 (25) | 2,96 ± 1,43 (25) | 3,36 ± 0,98 (22) | 1,24 ± 1,6 (37) | 3,07 ± 0,85 (15) | |
| | 1991 | 3,58 ± 0,75 (31) | 2,81 ± 1,59 (27) | 3,62 ± 0,58 (21) | 0,78 ± 1,32 (41) | 2,67 ± 0,94 (12) | |
| | 1992 | 4,27 ± 0,65 (26) | 3,28 ± 1,78 (25) | 4,1 ± 0,77 (20) | 1,39 ± 1,73 (38) | 2,94 ± 1,31 (18) | |
| | 1993 | 4,04 ± 0,72 (25) | 3,5 ± 1,45 (26) | 3,96 ± 0,75 (23) | 2,28 ± 1,74 (36) | 3,28 ± 1,04 (25) | |
| | 1994 | 3,68 ± 0,69 (31) | 2,78 ± 1,57 (27) | 3,57 ± 0,58 (21) | 0,3 ± 0,72 (46) | 1,75 ± 0,66 (8) | |
| | 1995 | 4 ± 0,75 (25) | 3,4 ± 1,47 (24) | 3,86 ± 0,81 (21) | 1,32 ± 1,6 (34) | 2,65 ± 1,28 (17) | |
| | 1996 | 3,88 ± 0,86 (25) | 3 ± 1,8 (24) | 3,79 ± 1,06 (19) | 1,56 ± 1,75 (34) | 3,12 ± 1,13 (17) | |
| | 1997 | 3,86 ± 0,71 (21) | 3,25 ± 1,55 (20) | 3,82 ± 0,78 (17) | 1 ± 1,44 (31) | 2,58 ± 1,11 (12) | |
| | 1987-1997 | 3,85 ± 0,23 (268) | 3,09 ± 0,3 (254) | 3,71 ± 0,26 (210) | 1,34 ± 0,5 (412) | 2,78 ± 0,4 (189) | |
| GASSMANN & BÄUMER (1993) | 1978-1988/1992 | 3,63 (257)* | | | 2,66 (272) | 3,19 (409) | Jülicher Börde |
| EXO (1987) | 1974-1984 | 3,61 (96) | 2,52 (81) | 3,24 (63) | 1,89 (89) | 2,75 (61) | Unterer Niederrhein |
| ILLNER in SCHÖNN et al. (1991) | 1974-1982 | 3,85 (154) | | | 2,04 (186) | | Raum Werl Westfalen |
| SCHÖNN (1986) | 1960-1985 | 4,11 (126) | 2,35 (111) | 3,48 (75) | 1,87 (167) | 2,84 (110) | Ost-Deutschland |
| ULLRICH in SCHÖNN et al. (1991) | 1969-1986 | 4,12 (141) | 2,78 (203) | 3,78 (149) | 2,35 (203) | 3,34 (143) | Göppingen |
| KNÖTZSCH in SCHÖNN et al. (1991) | 1973-1988 | 4,42 (265) | 3,49 (265) | | 2,66 (265) | | Friedrichshafen |
| FURRINGTON (1987) | 1973-1987 | 4,43 (112) | 2,74 (120) | 5,21 (74) | 2,83 (170) | 3,18 (98) | Heilbronn |
| JUILLARD (1984) | 1973-1980 | 3,12 (153) | 2,22 (153) | 2,78 (122) | 1,82 (153) | | Ajoie Schweiz |
| GÉNOT (1992) | 1984-1991 | 3,96 (33) | 3,5 (6) | | 1,45 (40) | 2,9 (22) | Nordvogesen Frankreich |

Abkürzungen: BP = Brutpaar, geschl. = geschlüpfte Junge, ausgfl. = ausgeflogene Junge, erfr. = erfolgreich

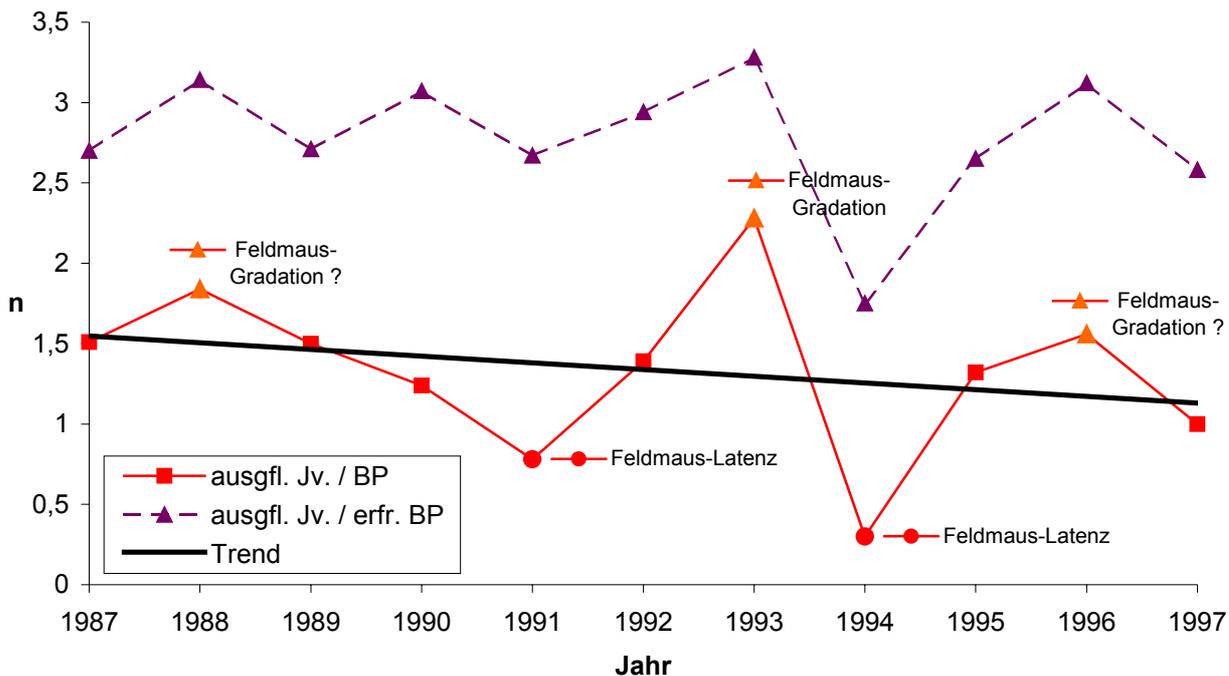


Abb. 16: Ausgeflogene Jungvögel pro Brutpaar bzw. pro erfolgreichem Brutpaar von 1987-97
 Abkürzungen: ausgfl. Jv. / BP = ausgeflogene Jungvögel pro Brutpaar, ausgfl. Jv. / erfr. BP = ausgeflogene Jungvögel pro erfolgreichem Brutpaar

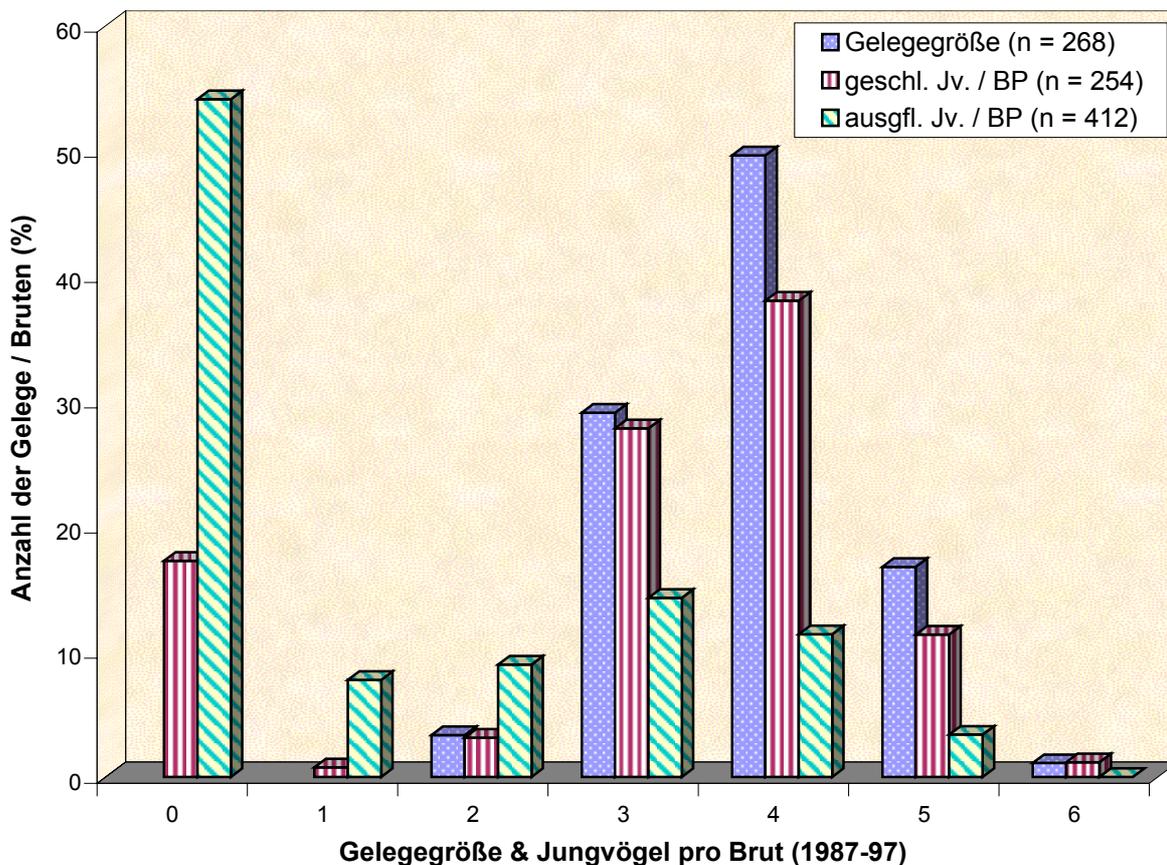


Abb. 17: Zusammenfassung verschiedener Brutbiologischer Daten aus den Jahren 1987 bis 1997; Häufigkeitsangaben in %

oder Ringe in den Bruthöhlen gefunden, zählten diese Tiere somit nicht als erfolgreich ausgeflogen.

Auffällig verhielten sich die Werte der ausfliegenden Jungvögel pro Brutpaar, die innerhalb des Untersuchungszeitraums einen deutlichen Abwärtstrend erkennen ließen (Abb. 16). Auch wenn der mittlere Reproduktionserfolg von 1987 bis 1997 starken Schwankungen unterworfen war, konnte im Ganzen betrachtet ab 1988 eine Abnahme ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test) des Ausflugerfolgs um 45,6 %, von 1,84 Junge/Brutpaar auf 1 Junges/Brutpaar, festgestellt werden (Abb. 16; Tab. 4). Die durchschnittliche Nachwuchsrate von 1,34 Junge/Brutpaar gehört damit zu den niedrigsten in Mitteleuropa. So ermittelte z. B. HAASE bei Steinkäuzen im Bezirk Potsdam von 1983 bis 1985 eine mittlere Ausflugsrate von nur 1,33 Junge/Brutpaar ($n = 21$, in SCHÖNN 1986) und GÈNOT (1992) in den Nordvogesen eine durchschnittliche Reproduktionsrate von 1,45 Jungvögel/Brutpaar ($n = 40$; Tab. 4).

Bei der Analyse der zum Teil sehr starken Schwankungen der Ausflugsrate im Jahresvergleich zeigte sich, dass die meisten Kurvenverläufe signifikant waren (Abb. 16). Der erste signifikante Verlauf ($p < 0,01$, Mann-Whitney-Test) fand zwischen 1988 und 1991 statt, wo die mittlere Ausflugsrate um 57,6 %, von 1,84 Junge/Brutpaar auf 0,78 Junge/Brutpaar, zurückging. Von 1991 nach 1993 stieg dann die Reproduktionsrate um 65,8 % auf im Mittel 2,28 Junge/Brutpaar an ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test), worauf sie danach sofort um 84,6 % auf durchschnittlich 0,3 Junge/Brutpaar im Jahr 1994 ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test) einbrach. Zum Jahr 1996 hin stieg schließlich die mittlere Ausflugsrate um 80,8 % auf 1,56 Junge/Brutpaar ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test) wieder an.

Entsprechende Entwicklungen der Ausflugsrate waren zwischen 1993 und 1996 auch bei den ausfliegenden Jungvögel pro erfolgreichem Brutpaar zu beobachten (vgl. Tab. 4, Abb. 16).

Wie bei der Gelegestärke waren auch die stärkeren Schwankungen beim Bruterfolg überwiegend wohl auf den zyklischen Einfluss (Gradations- bzw. Latenzjahre) der Feldmaus (*Microtus arvensis*) als quantitatives Hauptbeutetier (BAUSCHMANN et al. 1999, SCHMID 2003) zurückzuführen (Abb. 16). Jedoch lag hier nicht der alleinige Grund für die z. T. extremen Schwankungen im Jahresvergleich, wie dies z. B. zwischen den Jahren 1993 und 1994 zu beobachten waren.

4. Zeitpunkte und Ursachen brutzeitlicher Bestandsänderung

4.1 Differenzierte Betrachtung brutzeitlicher Bestandsänderung von 1987-97

Zur differenzierten Untersuchung brutzeitlicher Bestandsänderung bietet sich die von VARLEY & GRADWELL (1960, 1980) entwickelte K-Faktoren-Analyse an, mit deren Hilfe die jährlichen Schwankungen der Gelegestärke sowie die Mortalität in verschiedenen Altersstadien erfasst werden können. Die jeweiligen Altersabschnitte einer Population werden als k-Faktoren angegeben (vgl. EXO 1987).

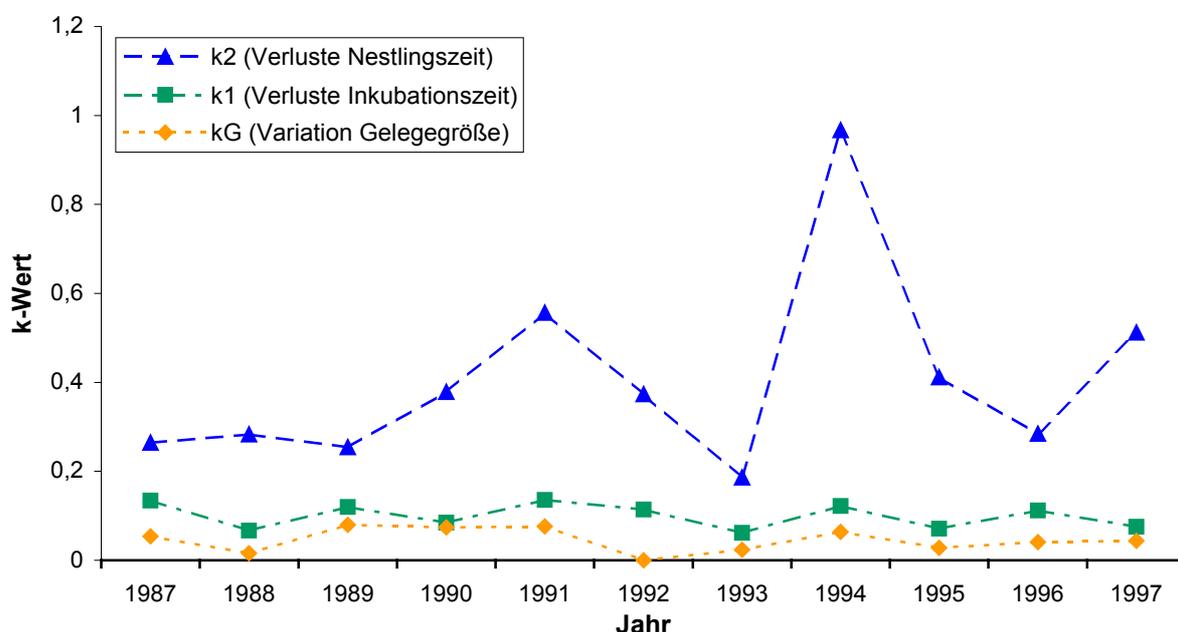


Abb. 18: Differenzierte Betrachtung der brutzeitlichen Mortalität (bestehend aus variabler Gelegegröße (kG) und den Mortalitäten aus Inkubations- (k1) und Nestlingszeit (k2))

Die brutzeitliche Mortalität setzt sich aus drei verschiedenen Abschnitten, nämlich der variablen Gelegegröße (kG) der Inkubations- (k1) und Nestlingszeit (k2), zusammen.

Während kG und k1 nur geringe Anteile an der auftretenden Mortalität besitzen, bestimmen vor allem die Verluste zur Nestlingszeit (k2; $p < 0,001$, $r_s = 0,909$, $n = 11$) die Höhe der brutzeitlichen Mortalität (Abb. 18). Daher treten mit deutlichem Abstand die meisten Verluste in der Zeit vom Schlüpfen bis zum Ausfliegen der Jungvögel auf.

Dies schlägt sich natürlich in der mittleren Ausflugsrate nieder, die daher spiegelbildlich zur brutzeitlichen Mortalität ($kG + k1 + k2$) verläuft (Abb. 19). Der jährliche Ausflugerfolg wird somit von den jeweiligen brutzeitlichen Verlusten bestimmt.

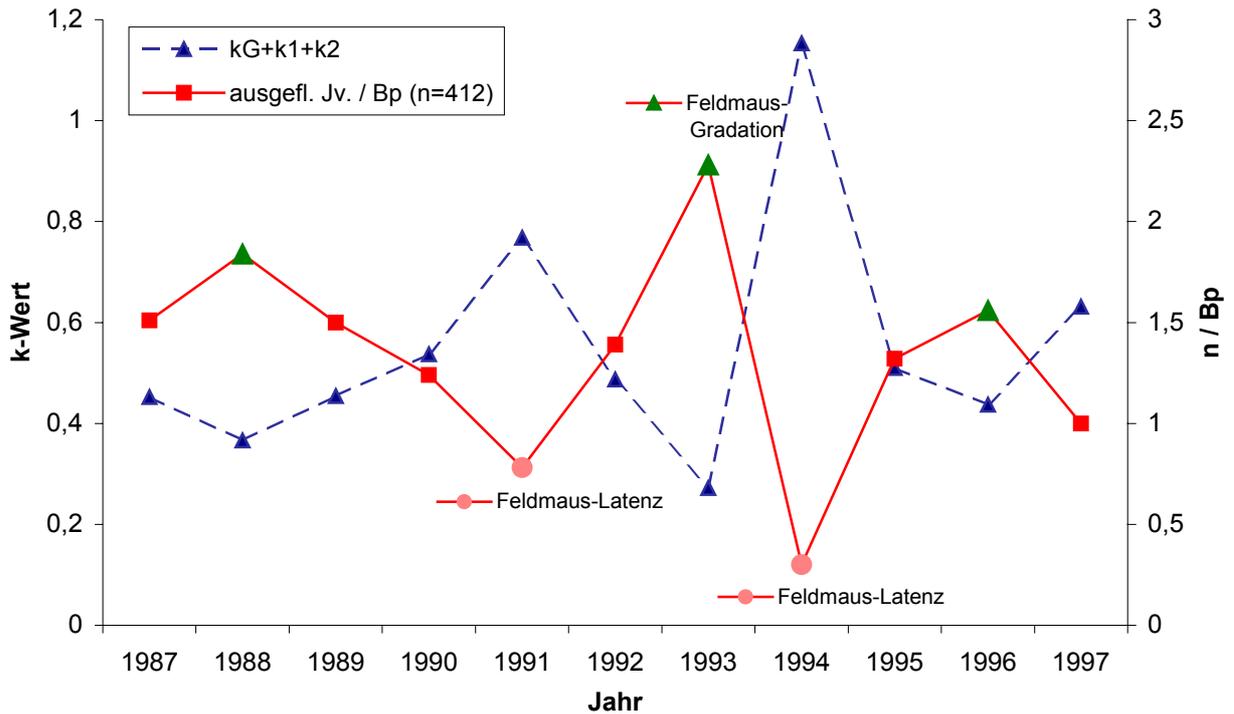


Abb. 19: Wechselwirkung zwischen den Verlusten zur Brutzeit und dem mittleren Ausflugerfolg
Abkürzung: ausgefl. Jv./Bp = ausgeflogene Jungvögel pro Brutpaar

4.2 Bedeutung der brutzeitlichen Verluste für die Gesamtmortalität

Insgesamt ergab die K-Faktoren-Analyse, dass die Verluste zur Brutzeit im Mittel 49,95 %

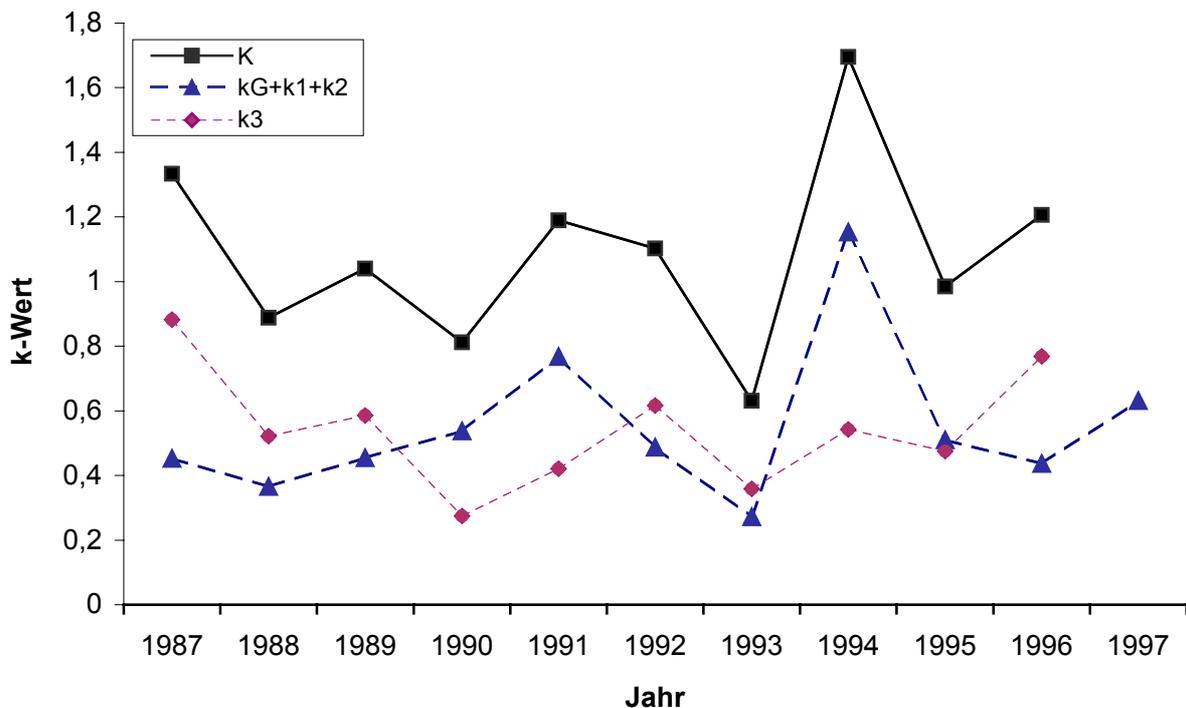


Abb. 20: Auswirkung der brutzeitlichen und außerbrutzeitlichen Mortalität (k3) auf die Entwicklung der Gesamtmortalität (K)

der Gesamtmortalität (K) ausmachten. Die übrigen auftretenden Bestandsänderungen von im Mittel 50,05 % traten außerhalb der Brutzeit auf.

Von der brutzeitlichen Mortalität fanden, wie schon angesprochen, im Mittel 72,8 % zur Nestlingszeit statt, 18,8 % entfielen auf die Zeit der Bebrütung und nur 8,4 % der Brutverluste gingen auf die jährliche Variation der Gelegstärke zurück (Abb. 18).

Auch wenn die prozentualen Anteile der brutzeitlichen und außerbrutzeitlichen Mortalität an der Gesamtmortalität fast identisch waren, bestimmten vorwiegend jedoch die brutzeitlichen Verluste ($kG + k1 + k2$) den Verlauf der Gesamtverlustrate (K), so dass die Populationsentwicklung wohl in erster Linie von den in der Brutzeit aufgetretenen Verlusten abhängig war ($p < 0,01$, $r = 0,791$, $n = 11$, Abb. 20). Daher standen z. B. hohen brutzeitlichen Verlusten geringe Ausflugsraten gegenüber (Abb. 19). Die außerbrutzeitliche Bestandsänderung ($k3$) konnte somit nicht maßgeblich sondern nur punktuell Einfluss auf die Entwicklung von K nehmen ($p > 0,05$, $r = 0,546$, $n = 10$, Abb. 20).

4.3 Einfluss der Prädatoren auf die brutzeitliche Verlustrate

Neben der Frage nach der brutzeitlichen Verlustrate, stellte sich natürlich auch die Frage nach den Ursachen der Mortalität. Hierfür wurden die Verlustursachen von Eiern und Nestlingen aus 189 Bruten analysiert.

Tab. 5: Verlustursachen von Eiern und Nestlingen aus 189 Bruten (darunter 109 Totalverluste)

| Verlustursache | Altersstadium | | Summe | |
|-------------------|----------------------|--------------------|-------|---------------|
| | Inkubationszeit n | Nestlingszeit n | n | % |
| unbekannt | 53 | 5 | 58 | (11,5) |
| Eier steril | 69 | | 69 | (13,7) |
| Prädatoren | 51 | 299 | 350 | (69,3) |
| Syngenophagie | | 28 | 28 | (5,5) |
| Summe | 173 | 332 | 505 | (100) |

Es zeigte sich, dass mit 69,3 % der Hauptanteil der brutzeitlichen Mortalität auf den Einfluss von Prädatoren zurückzuführen war, während die übrigen Verluste auf sterile Eier (13,7 %), Unbekannt (11,5 %) und der Syngenophagie (5,5 %) entfielen (Tab. 5, Abb. 21).

So basierte das Nichtausfallen einzelner Eier in erfolgreichen Bruten teilweise auf abgestorbene Embryonen (vgl. GLUTZ & BAUER 1980, EXO 1983, ZENS 1992), während das Verschwinden einzelner Eier aus dem Gelege nicht eindeutig geklärt werden konnte. Möglicherweise handelt es sich hierbei um dünnshalige Eier, die während der Bebrütung zerbrachen und vom Weibchen gefressen wurden (vgl. SCHÖNN 1986). Das Verschwinden mehrerer Eier bzw. Nestlinge sowie ganzer Gelege als auch Bruten wird jedoch fast ausschließlich durch Prädatoren verursacht (vgl. SCHÖNN 1986, ZENS 1992, Tab. 5).

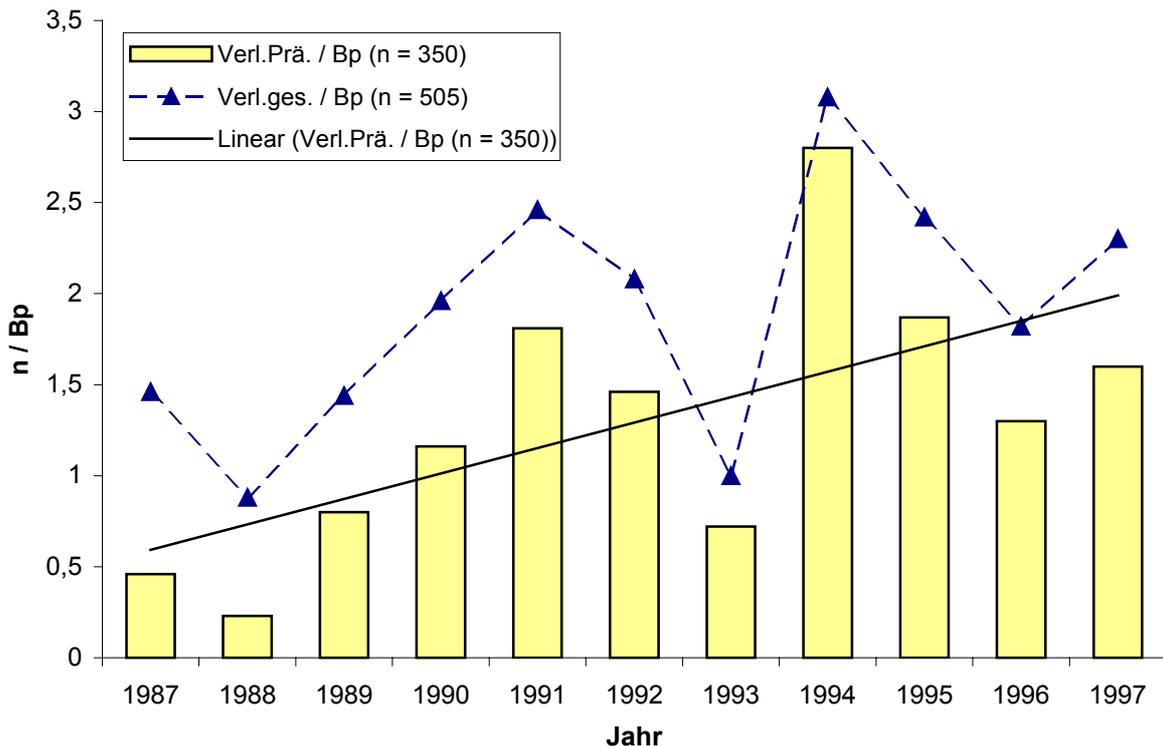


Abb. 21: Anteil der Brutverluste durch Prädatoren an der jährlichen brutzeitlichen Verlustrate
Abkürzungen: Verl.Prä./Bp = Verluste durch Prädatoren pro Brutpaar, Verl.ges./Bp = Gesamtverluste pro Brutpaar

Ihr Anteil an der Entstehung der brutzeitlichen Verlustrate nahm im Laufe der Untersuchungszeit deutlich zu, wobei in feldmausarmen (Latenz-) Jahren, wie 1991 und besonders 1994 (s. Abb. 19), die durch sie verursachten Brutverluste mit Abstand am Höchsten waren (Abb. 21). Im Gegensatz hierzu war in Feldmaus-Gradations-Jahren, wie z. B. 1988 und 1993 (s. Abb. 19), ihr Einfluss auf die brutzeitliche Mortalität gering. Insgesamt bestimmte die von ihnen verursachte Mortalität den Verlauf der brutzeitlichen Verlustrate, so dass der jährliche Bruterfolg in erster Linie von ihrem jeweiligen Eingreifen abhängig war (Abb. 21).

Hauptverursacher der Brutverluste war meist der Steinmarder (*Martes foina*), der auch in anderen Populationen häufig als Hauptfeind auftrat (vgl. FURRINGTON 1979, KNÖTZSCH 1978, SCHÖNN 1986, SILL & ULLRICH 2005). Erkennbar war sein Wirken daran, dass er

Gelege bzw. Bruten ganz oder nur z. T. ausnahm und dabei manchmal auch Jungtiere mit Bissverletzungen im Kopfbereich als auch mit abgebissenem Kopf am Brutplatz zurückließ (vgl. EXO 1983).

Verluste einzelner Jungtiere in erfolgreichen Bruten wurden nur in wenigen Fällen (vgl. Tab. 5) beobachtet, wobei meistens die Nesthäkchen verschwanden. Sie wurden meist Opfer von Eltern oder Nestgeschwistern (Syngenophagie), die sie wegen ihres nicht mehr artgemäßen Verhaltens infolge von Nahrungsmangel oder Krankheit als Depotbeute betrachteten (vgl. SCHERZINGER 1971, SCHÖNN 1986). Außer nach ungünstigen Witterungsbedingungen und bei unzureichender Fütterung trat die Syngenophagie jedoch bei den relativ synchron schlüpfenden Steinkäuzen wesentlich seltener auf als z. B. bei der Schleiereule (*Tyto alba*) (JUILLARD 1984, SCHÖNN 1986).

Bei einem Vergleich mit der von EXO (1987) am unteren Niederrhein ("Optimalhabitat") untersuchten stabilen Steinkauzpopulation ergaben sich deutliche Unterschiede bezüglich der brutzeitlichen Mortalität sowie der Bedeutung des Steinmarders als Hauptprädatoren.

So traten im Untersuchungsgebiet im Mittel fast 50 % der Gesamtmortalität (K) zur Brutzeit auf, ein um etwa 5 % höherer Anteil als am unteren Niederrhein. Von der brutzeitlichen Mortalität entfielen im Durchschnitt nur ca. 19 % (gegenüber 50 % bei EXO 1987) auf die Inkubationszeit aber etwa 73 % (gegenüber 30 % bei EXO 1987) auf die Nestlingszeit. Im Gegensatz zum Niederrhein traten somit in der Mechernicher Voreifel die mit Abstand höchsten Brutverluste in der Zeit vom Schlüpfen bis zum Ausfliegen auf, die zusammen mit der deutlich geringeren Mortalität zur Bebrütungszeit im Populationsvergleich immer noch eine um ca. 12 % höhere Verlustrate ergaben.

Die hohen Verluste zur Nestlingszeit wurden vor allem durch Prädatoren wie dem Steinmarder verursacht, der in diesem Altersabschnitt die Hauptverlustursache in der Voreifel darstellte (vgl. Tab. 5). Demgegenüber war er als Todesursache mit etwa 15 % am unteren Niederrhein nur von geringer Bedeutung (vgl. EXO 1983).

Daher könnte ein starkes Marderaufkommen als ein Indiz für ein pessimales Steinkauzhabitat gewertet werden, was vor allem am Beispiel der Mechernicher Voreifel deutlich wird, wo das erhöhte Marderaufkommen die eigentliche Ursache für die insgesamt abnehmende mittlere Reproduktionsrate der Steinkauzpopulation darstellt (Abb. 16).

IV.5. MIGRATIONSGESCHEHEN

1. Dismigration nestjung beringter Steinkäuze

1.1 Abwanderung aus dem elterlichen Revier

In den Jahren 1994 und 1995 wurden in vier Brutrevieren der Mechernicher Voreifel das Abwanderverhalten von insgesamt elf Jungvögeln telemetrisch untersucht. Nach dem Verlassen der Bruthöhle mit etwa 30 bis 35 Tagen (HAVERSCHMIDT 1946, ULLRICH 1973 und JUILLARD 1979) hielten sich im Juli noch alle jungen Steinkäuze in der direkten Umgebung des Brutplatzes auf. Dort hatten sie auch ihren Tageseinstand, den sie erst Ende Juli/Anfang August in Gebiete außerhalb des Brutplatzes verlagerten. Bis maximal in 300 m Entfernung führten sie von dort erste Erkundungsflüge durch, wobei die Grenzen des elterlichen Reviers nicht überschritten wurden.

Im September erfolgte die Ausweitung der nächtlichen Erkundungsflüge bis maximal 1,25 km. Vereinzelt kam es hierbei auch zu ersten Überschreitungen der elterlichen Reviergrenzen. Nur in einem Revier wanderten nach dem 10.09. zwei Jungkäuze ab, wobei einer schon kurz danach tödlich verunglückte und der andere bis Anfang Oktober nachweislich herumstreifte. Innerhalb von etwa zehn Tagen legte dieser dabei, über mindestens zwei Teilstücke verteilt, 5,2 km bis zum Endpunkt (eventueller Ansiedlungsort) zurück, wo er bis zu seiner letzten Ortung am 05.10. die Strukturen am Ortsrand erkundete. Insgesamt waren bis dahin schon 54,5 % der besenderten Jungkäuze tot oder verschollen.

Ende September/Anfang Oktober verließen die restlichen Jungvögel die elterlichen Reviere. Im Randbereich bezogen sie neue Tageseinstände, von denen aus sie ihre Erkundungsflüge nach geeigneten Standorten für die Errichtung eigener Reviere weiter ausdehnten (vgl. EXO unveröff. in SCHÖNN et al. 1991). Dabei legten sie in einer Nacht Entfernungen von max. 560 m - 690 m bzw. von 980 m - 3100 m zurück. Während im Oktober nochmals 18,2 % der markierten Tiere starben, gingen schließlich die Übrigen 27,3 % im November verloren.

Demgegenüber setzte die Abwanderung z. B. am Unteren Niederrhein schon gegen Mitte/Ende Juli ein und endet gegen Mitte September (EXO in SCHÖNN 1991). Ähnliches berichten auch KÄMPFER & LEDERER (1988), KNÖTZCH (1978) und ULLRICH (1980), die

bereits von Anfang Juli bis Mitte August herumstreifende Jungvögel in einer Distanz von 6 km bis max. 38 km vom Geburtsort nachweisen konnten. Von einem mit der Voreifel vergleichbaren späten Abwanderungsbeginn berichtet EICK (2003), der in einem optimalen Steinkauzhabitat westlich von Bönningheim (Landkreis Ludwigsburg), im südöstlichen Teil des Zabergäus (Neckarbecken) gelegen, erst Abwanderungsbestrebungen ab Anfang September in Form ausgedehnter Erkundungsflüge telemetrisch beobachtete. Ausgehend von festen Tageseinständen fand die überwiegende Anzahl der nächtlichen Ausflüge ab Ende September statt und konnte sogar in einem Fall bis Ende November nachgewiesen werden. Im Gegensatz zur Voreifel legten die Tiere dabei häufig deutlich größere Distanzen (von 6,5 km bis ca. 80 km) zurück, für die sie zwischen eine bis maximal fünf Nächte benötigten (EICK 2003). Diese sehr beachtlichen Wanderaktivitäten könnten z. T. durch Dichtestress (5 BP/km²; EICK 2003) im Untersuchungsgebiet (exogene Faktoren, „*spacing*“, BERNDT & STERNBERG 1969, EXO in SCHÖNN et al. 1991) sowie durch einen möglichen Mangel an geeigneten Steinkauz-Habitaten in den angrenzenden Regionen hervorgerufen worden sein. Wiederum identisch war das lange Festhalten an einmal ausgewählten Tageseinständen, auch wenn diese womöglich ungeeignet für die Einrichtung eines Revieres sind (EXO unveröff. in SCHÖNN et al. 1991). Hierbei scheint das in der Voreifel aber auch von EXO (unveröff. in SCHÖNN et al. 1991) am Unteren Niederrhein erfasste längere Verweilen der diesjährigen Steinkäuze im Randbereich der elterlichen Reviere bzw. von Steinkauzdichtezentren sinnvoller zu sein als ein ungerichtetes Weiterwandern.

1.2 Ansiedlungsverhalten vorjähriger Männchen und Weibchen

1.2.1 Ansiedlungsentfernungen

Juvenil markierte Jungkäuze galten als angesiedelt, wenn sie ab dem 01. April eines jeden Jahres im Untersuchungsgebiet wieder angetroffen wurden. Die von 1986 bis 1997 vom Geburtsort eruierte mittlere Ansiedlungsentfernung (x_{med}) betrug 5,1 km ($7,34 \pm 7,64$ km, $n = 88$; Abb. 22). Die kürzeste Entfernung lag bei 0,25 km, die weiteste bei 53 km. Mit ca. 80,7 % siedelte sich der größte Teil der Tiere in weniger als 10 km vom elterlichen Revier an.

Bei getrennter Betrachtung von ♂- und ♀-Wiederfunden wurden geschlechtsspezifische Un-

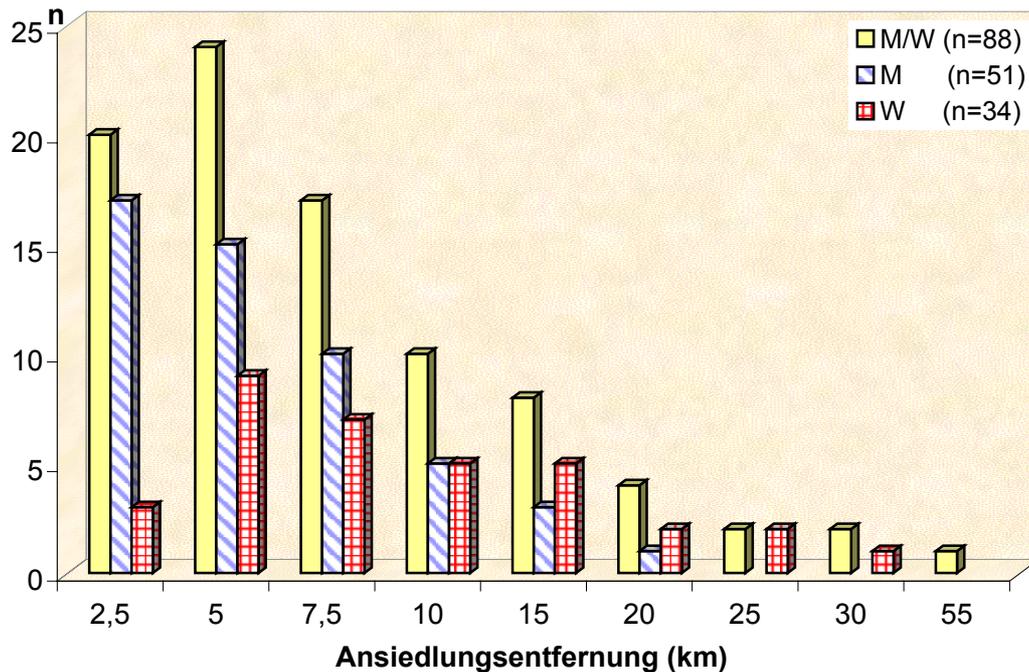


Abb. 22: Ansiedlungsentfernungen nestjung bringter Steinkäuze ab dem 01. April des ersten Lebensjahres von 1986 bis 1997;
Abkürzungen: M = Männchen; W = Weibchen

terschiede im Ansiedlungsverhalten deutlich (vgl. Abb. 22, Abb. 23). So siedelten sich die Männchen als Brutvögel in einer mittleren Entfernung (x_{med}) von 3,8 km ($4,83 \pm 3,46$ km, $n = 51$) und die Weibchen von 6,8 km ($8,81 \pm 6,54$ km, $n = 34$) vom Geburtsort an. Etwa 63 % der Männchen und 35 % der Weibchen siedelten dabei in einem Radius bis 5 km um ihren Beringungsort. In einer Entfernung bis 10 km siedelten dagegen ca. 92 % der Männchen und 70 % der Weibchen. Die Variationsbreite der Ansiedlungsentfernungen betrug bei den Männchen 0,25 - 15,8 km und bei den Weibchen 1,3 - 28 km. Insgesamt zeigte sich ein geschlechtsspezifisches Streuverhalten, wobei die Weibchen in weiter entfernt gelegene Gebiete abwanderten als die Männchen ($p < 0,001$, Mann-Whitney-Test, $n = 85$), so dass sich mehr Männchen als Weibchen in ihrer Geburtspopulation ansiedelten.

Auch in einigen anderen Untersuchungsgebieten, insbesondere in der westlichen Jülicher Börde (GASSMANN & BÄUMER 1993), in Mittelwestfalen (KÄMPFER & LEDERER 1988) und im Albvorland (ULLRICH 1980) wurden unterschiedliche Ansiedlungsentfernungen für Männchen und Weibchen beobachtet, wobei ebenfalls die jungen Weibchen z. T. signifikant die weitesten Strecken zurücklegten. Entsprechend konnte KNÖTZSCH (1983) unter zwanzig in die Population am Bodensee eingewanderten Individuen nur vier Männchen feststellen. Ähnliches wurde auch beim Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) beobachtet

(SCHWERDTFEGER 1984).

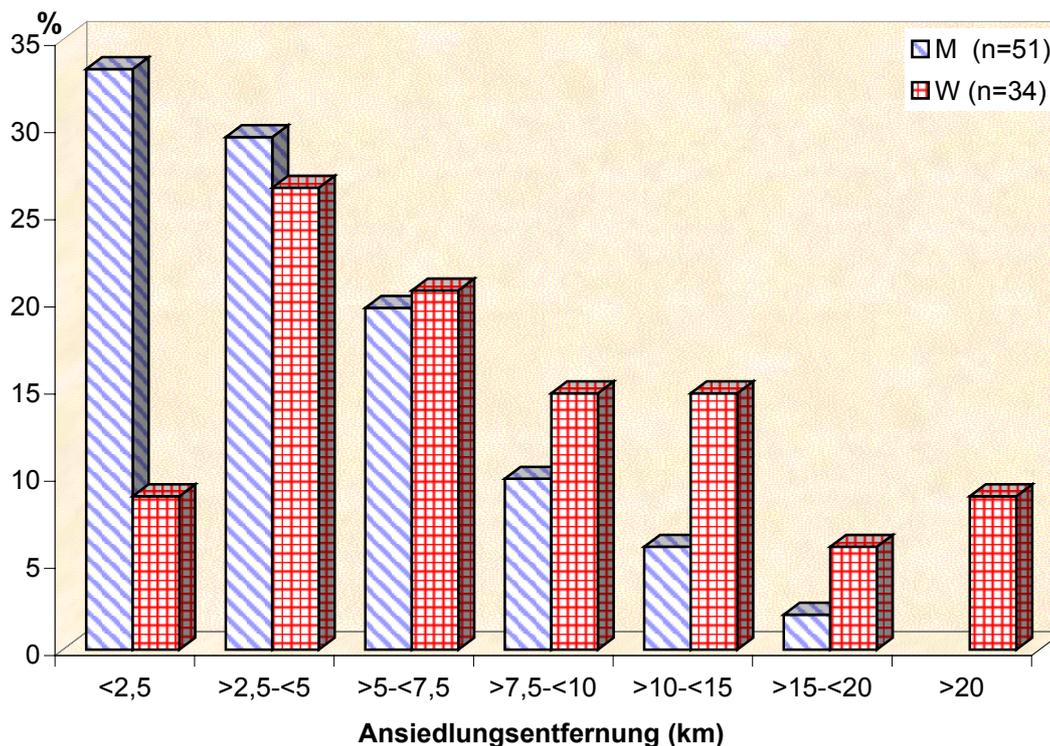


Abb. 23: Ansiedlungsentfernungen nestjung beringter Steinkauz-♂ und ♀ ab dem 01. April des ersten Lebensjahres von 1986 bis 1997;
Abkürzungen: M = Männchen; W = Weibchen

Nach den vorliegenden Ergebnissen siedelten sich der größte Teil der Jungvögel in weniger als 10 km und nur knapp 10 % in über 100 km Entfernung vom Geburtsort (max. 600 km von Nordwürttemberg nach Westpolen) an (KNÖTZSCH 1978, 1988, GLUTZ & BAUER 1980, EXO & HENNES 1980, ULLRICH 1980, KÄMPFER & LEDERER 1988, GASSMANN & BÄUMER 1993; Tab. 6).

Beachtet werden muss jedoch hierbei, dass die Wahrscheinlichkeit für Wiederfunde in der Nähe des Beringungsortes in der Regel höher ist als für Fernfunde, weshalb die Entfernungsklassen über 10 km der Weibchen und eventuell auch der Männchen unterrepräsentiert sind (vgl. III.5).

Die unterschiedlichen Abwanderungsentfernungen der Jungtiere könnten eventuell auf ein unterschiedlich ausgeprägtes geschlechtsspezifisches Dispersal hindeuten, wonach offenbar die Weibchen eine größere Emigrationsneigung besitzen als die Männchen (vgl. ULLRICH 1980, KÄMPFER & LEDERER 1988, KNÖTZSCH 1988, GASSMANN & BÄUMER 1993).

Tab. 6: Ansiedlungsentfernungen nestjung beringter Steinkäuze in der Mechernicher Voreifel im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Populationen sowie zu einer deutsch-niederländischen Ringfundanalyse (vgl. SCHÖNN 1991)

| Untersuchungsgebiet (Autor) | ♂/♀ | Mittelwert (\bar{x}_{med}) (km) | Variationsbreite (km) | n | Bemerkungen |
|--|--------|-------------------------------------|-----------------------|----|------------------------------------|
| Mechernicher Voreifel (ZENS 2004) | ♂ | 3,8 | 0,25 – 15,8 | 51 | 63 % bis 5 km 92 % bis 10 km |
| | ♀ | 6,8 | 1,3 – 28,0 | 34 | 35 % bis 5 km 70 % bis 10 km |
| westl. Jülicher Börde (GASSMANN & BÄUMER 1993) | ♂ | 2,0 | 0,0 – 17,0 | 9 | 51,7 % bis 4 km |
| | ♀ | 7,0 | | 13 | |
| Mittelwestfalen (KÄMPFER & LEDERER 1988) | ♂ | 2,3 | 0,0 – 14,5 | 28 | 25 % bis 0,8 km 75 % bis 4,1 km |
| | ♀ | 6,3 | 0,8 – 178,0 | 30 | 25 % bis 3,6 km 75 % bis 8,8 km |
| Albvorland (ULLRICH 1980) | ♂ | 6,0 | 0,0 – 55,0 | 12 | max. 190 km |
| | ♀ | 8,5 | 0,7 – 22,0 | 6 | - |
| Friedrichshafen / Bodensee (KNÖTZSCH 1988) | ♂ | etwa 4,0 | - | 68 | max. 104 km |
| | ♀ | etwa 4,4 | - | 59 | |
| deutsche und niederländische Ringfunde (EXO & HENNES 1980) | ♂ ♀ | etwa 7,5 | 0,0 – 216,0 | 78 | 55 % bis 10 km 9 % > 100 km |

1.2.2 Abwanderungsrichtungen

Die juvenilen Käuze ($n = 79$) wanderten von ihren Geburtsorten bevorzugt in nördliche Richtungen ab (Abb. 24). Etwa zwei Drittel (69,6 %; $n = 55$) von ihnen siedelten sich von W bis ENE und die übrigen (30,4 %; $n = 24$) von E bis WSW an. Bei den über 5 km vom Geburtsort wiedergefunden Jungkäuzen ($n = 37$) siedelten sich sogar 75,7 % ($n = 28$) von ihnen in den Richtungen W bis ENE an, wobei etwa 89 % ($n = 25$) die Richtungen NW bis ENE bevorzugten. Am deutlichsten zeigte sich die nördliche Siedlungspräferenz bei den Wiederfunden über 10 km ($n = 11$), von denen 90,9 % ($n = 10$) in die Richtungen NW bis ENE abgewandert waren. Geschlechtsspezifische Unterschiede konnten nicht beobachtet werden.

Das überwiegend in nördliche Richtungen orientierte Dismigrationsmuster der vorjährigen Käuze ist offenbar auf die geografische Lage des Untersuchungsgebietes zurückzuführen (vgl. II.1). So geht die Mechernicher Voreifel im Norden in die offene Landschaft der Zülpicher Börde mit den meisten noch geeigneten Ansiedlungsmöglichkeiten über, während vor allem im Süden und Westen die zunehmend bewaldeten für den Steinkauz kaum bzw. nicht besiedelbaren Landschaftsräume der Nord- und Rureifel liegen. Daher scheinen sich die meisten dismigrierenden Jungkäuze entlang der naturräumlichen Grenzen der Eifel zu orientieren, so dass ihnen Leitlinienfunktionen zukommen können. Ferner deuten Einzelfunde, z. B. ein im Untersuchungsgebiet nestjung beringter Kauz, der 53 km südwestlich vom Geburtsort bei Lüttich (Belgien) wiedergefunden wurde, darauf hin, dass Mittelgebirge wie die Eifel auch überquert werden können. Vergleichbares berichten ULLRICH (1980) und KÄMPFER & LEDERER (1988) aus den von ihnen untersuchten Populationen. Abgesehen von diesen naturräumlich bedingten Phänomenen verstreichen junge Steinkäuze in der Regel ungerichtet (EXO & HENNES 1980, GASSMANN & BÄUMER 1993, EICK 2003).

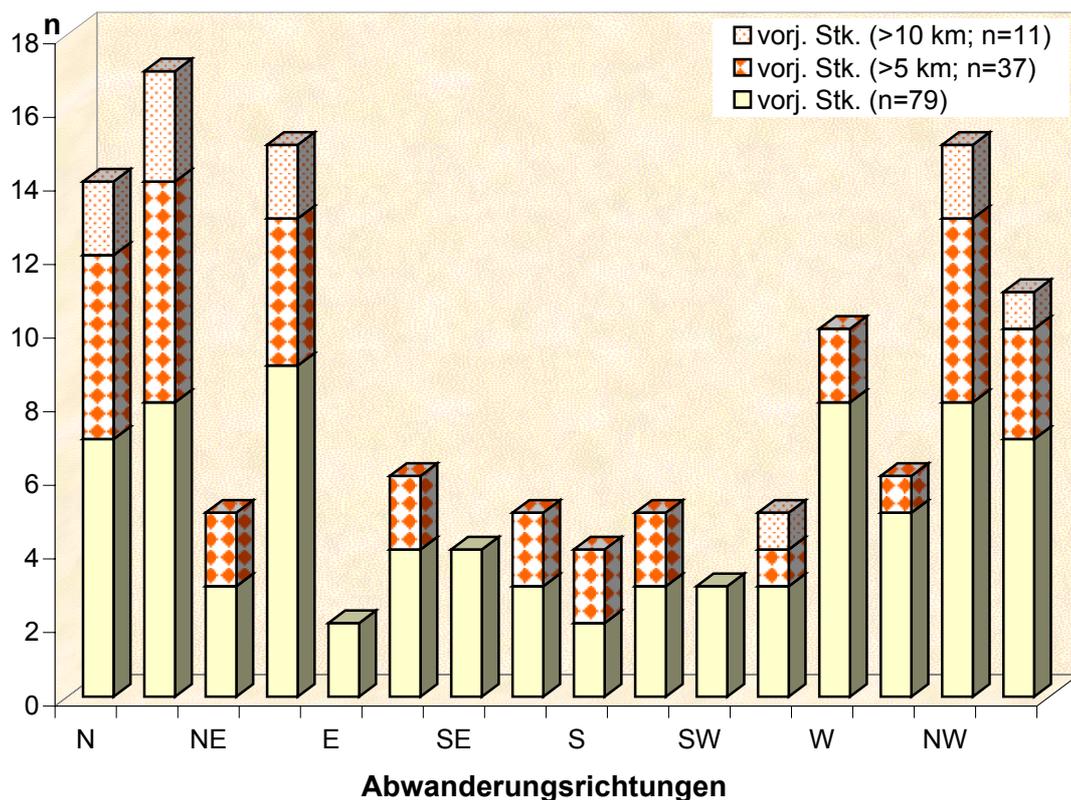


Abb. 24: Abwanderungsrichtungen vorjährig beringter Jungkäuze von 1986 bis 1997;
Abkürzungen: vorj. Stk. = vorjährige Steinkäuze

1.3 Ansiedlungsverhalten von Nestgeschwistern

Insgesamt liegen 16 Wiederfunde von Nestgeschwistern vor, die über das Ansiedlungsverhal-

Tab. 7: Ansiedlungsdistanzen und -richtungen von 35 juvenil beringten Nestgeschwistern aus 16 Bruten (vgl. GASSMANN & BÄUMER 1993)

| Ringnummer / ♂♀ | Distanz / Richtung („nah“) | Distanz / Richtung („weit“) | Richtungsdifferenz |
|--|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------------|
| 4102.660 ♀ 4102.658 ♀ | 3,38 km / 300° | 5,25 km / 166° | 134° |
| 4102.673 ♂ 4106.670 ♀ | 3,75 km / 137° | 6,50 km / 120° | 17° |
| 4102.687 ♀ 4102.686 ♂ | 8,25 km / 245° | 10,00 km / 250° | 5° |
| 4130.341 ♂ 4130.340 ♂ | 2,50 km / 235° | 7,25 km / 90° | 145° |
| 4130.516 ♂ 4130.514 ♀ | 6,75 km / 302° | 18,50 km / 147° | 155° |
| 4130.537 ♂ 4130.538 ♀ | 2,00 km / 90° | 12,50 km / 80° | 10° |
| 4148.768 ♂ 4148.766 ♀ | 3,00 km / 267° | 4,90 km / 207° | 60° |
| 4148.931 ♂ 4148.930 ♂ | 3,33 km / 306° | 3,50 km / 359° | 53° |
| 4150.023 ♂ 4150.022 ♂ | 2,00 km / 151° | 5,50 km / 29° | 122° |
| 4150.080 ♂ 4150.082 ♀ | 4,88 km / 9° | 7,88 km / 36° | 27° |
| 4150.130 ♂ 4150.131 ♂ | 2,30 km / 255° | 3,00 km / 150° | 105° |
| 4208.805 ♂ 4208.808 ♂ | 2,03 km / 230° | 6,83 km / 117° | 113° |
| 4208.823 ♂ 4208.820 ♀ | 4,85 km / 167° | 9,08 km / 277° | 110° |
| 4017.157 ♂ 4017.156 ♂ 4017.158 ? | 2,50 km / 334° 4,25 km / 214° | 18,00 km / 70° | 120° 144° |
| 4148.942 ♂ 4148.943 ♂ 4148.941 ♀ | 0,25 km / 102° | 5,63 km / 130° 6,75 km / 82° | 28° 48° |
| 4150.138 ♂ 4150.136 ♂ 4150.135 ♀ | 0,63 km / 227° 1,23 km / 221° | 3,70 km / 168° | 6° 53° |
| MW ± SA | 3,22 ± 2,03 (n = 18) | 7,93 ± 4,57 (n = 17) | p < 0,05 (U-TEST) |

ten von in 13 Fällen je zwei und in 3 Fällen je drei Geschwistern informieren (Tab. 7). Es zeigte sich, dass bei 10 (8 mal zwei und 2 mal drei Geschwister) von den 16 Wiederfunden sich mindestens je ein Nestgeschwister in der Geburtspopulation (0 – 5 km) und die übrigen elf Geschwister in deutlich größeren Entfernungen (5,25 – 18 km) ansiedelten. Ausschließlich die Nestgeschwister von drei Geschwisterpaaren und dem dritten Geschwistertrio ließen sich allesamt in der näheren Umgebung des Geburtsortes (0 – 5 km) nieder, während die der beiden restlichen Geschwisterpaare außerhalb ihrer Geburtspopulation (6,75 – 18,5 km) siedelten. So schließen die Nestgeschwister eines Brutpaares nicht nur die Lücken in der eigenen Population, sondern tragen verstärkt zum Genfluss der Art zu räumlich entfernten Populationen bei (vgl. ULLRICH 1980, KÄMPFER & LEDERER 1988, GASSMANN & BÄUMER 1993). Die dabei im Mittel zurückgelegten Strecken der jeweils in „näherer“ bzw. „weiterer“ Distanz angesiedelten Tiere unterschieden sich signifikant voneinander ($p < 0,05$, U-Test).

Die Analyse der Ansiedlungsrichtungen ergab, dass nur 32 % der Geschwisterpaare ($n = 6$) in ungefähr die gleichen Richtungen ($0 - 45^\circ$) abwanderten, während 21 % der Paare ($n = 4$) in einem Winkel von über 45° bis 90° streuten und schließlich 47 % der Nestgeschwisterpaare ($n = 9$) sich fast oder sogar ganz gegensätzlich ($105^\circ - 155^\circ$) orientierten.

Sowohl der Zeitpunkt des Verstreichens aus dem elterlichen Revier als auch besonders die Ansiedlungsentfernungen bei den Geschwisterfunden belegen - in Übereinstimmung mit ULLRICH (1980), KÄMPFER & LEDERER (1988) sowie GASSMANN & BÄUMER (1993) - ein unterschiedliches Verhalten der Nestgeschwister, das wohl auf ein unterschiedlich ausgeprägtes Dispersal beruht. Im Gegensatz zu den Beobachtungen von KÄMPFER & LEDERER (1988) verstreichen die Geschwister im Untersuchungsgebiet überwiegend ungerichtet.

2. Emigration & Immigration

Aufgrund ihrer recht isolierten Grenzlage am Rande der Nordeifel (vgl. IV.1.1) und der nach den bisherigen Erkenntnissen meist kleinräumigen Dismigration vorjähriger Jungkäuze bestehen für die Population nur sehr begrenzte Möglichkeiten zum genetischen Austausch.

Daher konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung die Emigration bzw. Immigration von nur sechzehn juvenil beringten Steinkäuzen sicher nachgewiesen werden. So verließen sieben Individuen die Population während neun einwanderten. Bei einem Verhältnis von 1:1,3

migrierenden Jungkäuzen fanden fast genau so viele Aus- wie Einwanderungen statt, so dass die nachweislich zugewanderten Tiere weder für die Entwicklung der Siedlungsdichte noch für den genetischen Austausch in der Population von maßgeblicher Bedeutung waren.

Beachten muss man jedoch auch hierbei, dass aufgrund einer höheren Beringungs- und Kontrollintensität die Wahrscheinlichkeit für Wiederfunde im Untersuchungsgebiet ungleich häufiger sind als in den angrenzenden Gebieten, weshalb die Funde juvenil markierter Steinkäuze aus bzw. in diesen Regionen höchstwahrscheinlich unterrepräsentiert sind.

IV.7. LEBENSZEIT-REPRODUKTION VON WEIBCHEN

1. Jährlicher Bruterfolg

Durch die langjährige konsequente Beringung und Kontrolle möglichst aller Weibchen der Steinkauz-Population in der Mechernicher Voreifel konnten nicht nur Daten wie etwa zum jährlichen Bruterfolg, sondern auch zur Lebensspanne und zum Erstbrut-Alter sowie zur Lebenszeit-Reproduktion von Revier-Weibchen erhoben werden.

So zogen im Untersuchungszeitraum durchschnittlich nur 46,58 % der Brutpaare, mit einer jährlichen Variation zwischen 17 % und 69 %, erfolgreich Junge auf. Ein entscheidender Faktor für den jährlichen Bruterfolg waren die Zyklen der Feldmaus (*Microtus arvensis*), die in den Gradationsjahren 1988 und 1993 zu hohen Ausflugsraten führten, während in den Jahren mit geringem Feldmaus-Angebot wie 1991 und 1994 der Bruterfolg stark einbrach (vgl. IV.4.3.2). Die Feldmaus gilt als das quantitative Hauptbeutetier (BAUSCHMANN et al. 1999, SCHMID 2003) des Steinkauzes. Verstärkend wirkte sich zudem der Einfluss von Prädatoren aus, die vor allem in Latenzjahren hohe Verluste bei den Bruten verursachten (vgl. IV.4.4.3).

2. Alter und Bruterfolg

Mit dem Brutgeschäft begannen 83 % der weiblichen Jungvögel noch in ihrem ersten Lebensjahr. Bei einer durchschnittlichen Lebensdauer von 3,7 Jahren brüteten sie demnach im Mittel

Tab. 8: Lebensspanne, Erstbrut-Alter und Brutjahre von 30 Revier-Weibchen mit bekannter Lebensgeschichte (vgl. NEWTON 1989).

| | Anzahl von Jahren | | | | | | | | | | Mittel |
|----------------|-------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|-------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | |
| Lebensspanne | 8 | 5 | 4 | 6 | 0 | 4 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3,71 |
| Erstbrut-Alter | 25 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,25 |
| Brutjahre | 8 | 7 | 3 | 5 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | 0 | 3,50 |

Erläuterung: Lebensspanne = Zeitraum zwischen Geburtsjahr und letztem dokumentierten Brutjahr;

3,5 Jahre (Tab. 8). Entsprechend wurden etwa 77 % der Weibchen nicht Älter als vier Jahre. Insbesondere verzeichneten die einjährigen langlebigen Weibchen einen deutlich größeren Bruterfolg als die gleichaltrigen Einmalbrüter. Aber auch gegenüber den zwei bis neunjährigen Individuen waren sie erfolgreicher (Tab. 9). So legten sie mit 4,36 Eier pro Gelege im Mittel fast ein Ei mehr als die kurzlebigen Weibchen ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test) und besaßen auch gegenüber den zwei bis dreijährigen bzw. zwei bis neunjährigen langlebigen Weibchen eine durchschnittlich um ca. 0,5 Eier größere Gelegestärke ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test). Keine signifikanten Unterschiede waren bei der Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel festzustellen.

Tab. 9: Jährlicher Bruterfolg bei kurzlebigen und langlebigen Revier-Weibchen (vgl. NEWTON 1989)

| | kurzlebige ♀ (Jährlinge) $\bar{x} \pm s$ (n) | langlebige ♀ (überlebende Jährlinge) im Alter von | | | | |
|-----------------------|---|---|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| | | 1. $\bar{x} \pm s$ (n) | 2. - 3. $\bar{x} \pm s$ (n) | 4. - 5. $\bar{x} \pm s$ (n) | 6. - 9. $\bar{x} \pm s$ (n) | 2. - 9. $\bar{x} \pm s$ (n) |
| Gelegegröße | 3,43 ± 0,53 (7) | 4,36 ± 0,67 (11) | 3,8 ± 0,72 (35) | 3,93 ± 0,62 (14) | 3,57 ± 1,27 (7) | 3,80 ± 0,77 (56) |
| Anzahl ausgefl. Jv. | 1 ± 1,41 (8) | 1,82 ± 1,91 (17) | 1,77 ± 1,75 (39) | 1,60 ± 1,73 (20) | 0,93 ± 1,44 (14) | 1,56 ± 1,70 (73) |
| ausgefl. Jv./Eier (%) | 33,3 (7) | 58,3 (11) | 48,9 (35) | 47,3 (14) | 44 (7) | 47,9 (56) |

Abkürzung: ausgefl. Jv. = ausgeflogene Jungvögel;

Am deutlichsten zeigte sich die überlegene Fitness der langlebigen Weibchen bei der Anzahl ausgeflogener Jungvögel bezogen auf die Gesamtzahl der gelegten Eier in einer Altersgruppe. Mit einem Bruterfolg von 58,3 % waren auch hier erneut die einjährigen langlebigen Weibchen gegenüber den kurzlebigen mit 25 % und den langlebigen zwei bis dreijährigen bzw. zwei bis neunjährigen Tieren mit immerhin noch ca. 10 % produktiver. Eine deutliche Abnahme der Reproduktionsleistung erfolgte im 2. Lebensabschnitt (6. - 9. Lebensjahr), wo die Weibchen im Vergleich zu den erstjährig Langlebigen im Mittel etwa 0,8 Eier pro Gelege weniger gelegt ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test) und einen über 14 % geringeren Bruterfolg hatten.

3. Lebenszeit-Bruterfolg

Die Berechnung der Lebenszeit-Nachwuchsproduktion erfolgte auf der Basis von dreißig Revier-Weibchen, die alle als Nestling beringt im Untersuchungsgebiet gebrütet hatten. Insofern konnten ihre Lebensdaten vollständig erfasst werden. So zogen sie in durchschnittlich 3,5 Brutjahren 0 bis 21 Jungvögel auf (Tab. 8; Abb. 25). Die Ausflugsspitzen bei 3 bzw. bei 7 bis 8 Jungvögel weisen darauf hin, dass die meisten Revier-Weibchen mindestens zwei Bruten in ihrem Leben durchführten, während etwa 10 % von ihnen nur einmal brüteten. Grundlage hierfür war die Ausflugsrate der Gesamtpopulation von im Mittel 2,8 Jungen pro erfolgreichem Brutpaar (vgl. IV.4.3.2, Tab. 4). Fast ein Viertel der Weibchen (23,3 %) produzierte in ihrem Leben keinen Nachwuchs.

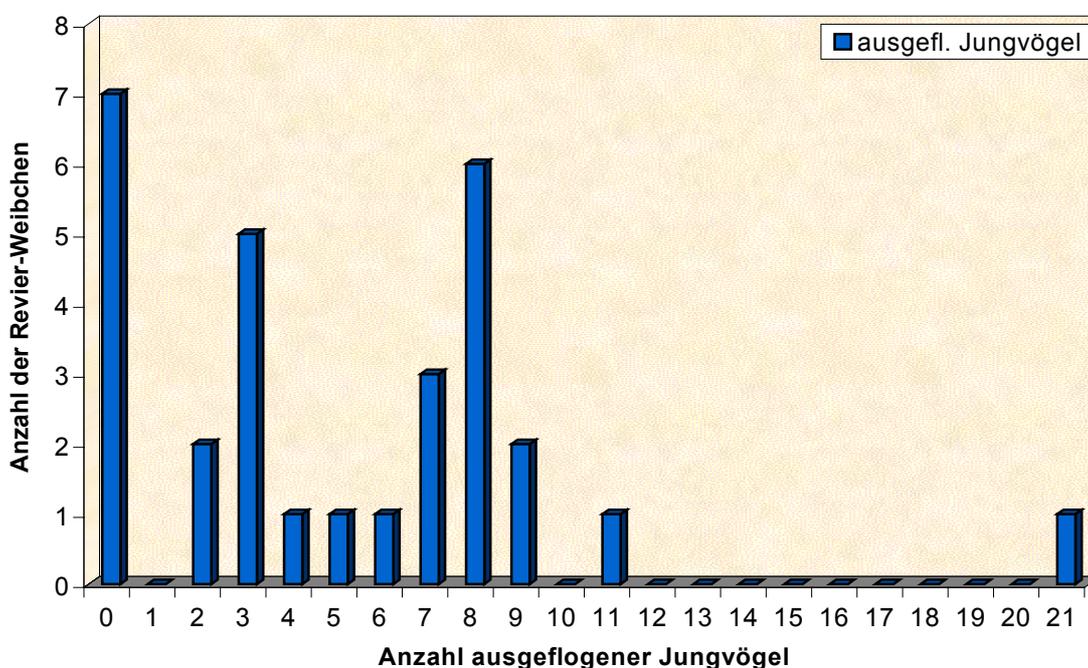


Abb. 25: Lebenszeit-Nachkommensproduktion von 30 Steinkauz-Weibchen. Im Mittel 5,1 Jungvögel pro Revier-Weibchen; Anmerkung: ausgefl. = ausgeflogene

Von höherer biologischer Bedeutung als die Zahl der Nachkommen ersten Grades ist für die Lebenszeit-Produktion die Zahl derer, die überleben und ihrerseits wieder für eine neue Generation sorgen (NEWTON 1989, KNIPRATH & STIER 2004). So konnten von den insgesamt 153 Nachkommen der dreißig untersuchten Revier-Weibchen nur 19 Tiere (12,4 %) später brütend im Untersuchungsgebiet wiedergefunden werden. Etwa drei Viertel von ihnen waren Männchen ($n = 14$), die sich entsprechend ihrem Ansiedlungsverhalten verstärkt in ihrer Geburtspopulation niedergelassen hatten (vgl. IV.5.1.2.1). Im Falle der fünf weiblichen Ansiedler konnte entsprechend der adulten Weibchen auch deren Lebenszeit-Produktion von insge-

samt 17 Nachkommen (3,4 Jungvögel pro Weibchen) ermittelt werden. An der Produktion der angesiedelten Nachkommen waren nur 30 % der Revier-Weibchen beteiligt. Dabei stammten allein 5 der 19 Tiere (26,3 %) vom ältesten (9 Brutjahre) und mit Abstand reproduktivsten (21 Nachkommen) Revier-Weibchen der Voreifeler Population.

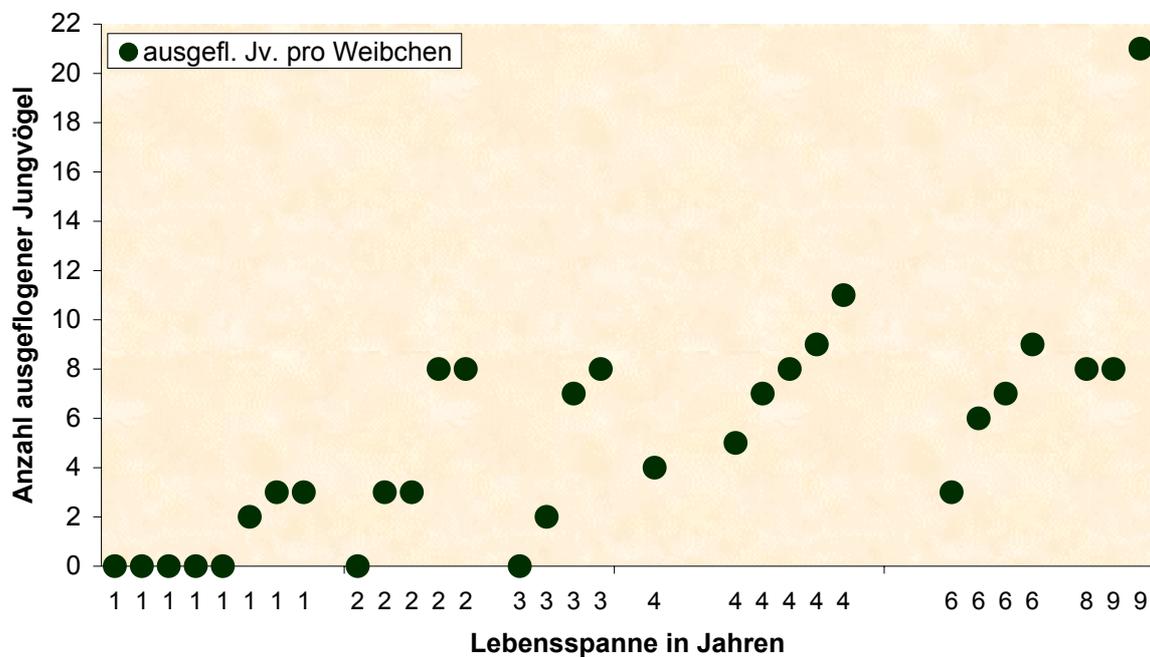


Abb. 26: Lebenszeit-Nachkommensproduktion von Weibchen im Verhältnis zu ihrer Lebensspanne; Anmerkung: ausgefl. Jv. = ausgeflogene Jungvögel

Die niedrigste Nachkommensproduktion bezogen auf die Lebensspanne der einzelnen Weibchen erfolgte in der Gruppe der nur ein Jahr lang lebenden Tiere, in der mit Abstand die meisten Vögel (62,5 %) keine und die restlichen bis zu 3 Jungen aufzogen (Abb. 26). Bei den zwei bis maximal drei Jahre lang lebenden Weibchen waren jeweils nur noch ein Brutausfall und die Aufzucht von bis zu 8 Nachkommen zu registrieren. All die länger als drei Jahre lang gelebten Revier-Weibchen produzierten mehr als acht ausgeflogene Jungvögel. Ferner gab es nicht nur innerhalb sondern auch zwischen den Altersgruppen erhebliche Unterschiede. Während beispielsweise zwei Weibchen in ihrer maximal zweijährigen Lebenszeit je 8 Nachkommen erzeugten, konnte ein anderes mit einer Lebensspanne von sechs Jahren noch nicht einmal die Hälfte dieser Anzahl erreichen. Der größte Unterschied bestand zwischen den beiden ältesten Vögeln, die jeweils im neunten Lebensjahr starben, wovon eines nur 8 und das andere 21 Jungvögel produzierte. Die reproduktivste Altersgruppe waren die vier Jahre lang lebenden Weibchen, die allein 44 der 153 Jungvögel (28,8 %) aufzogen. Mit durchschnittlich jeweils 15,7 bzw. 20,7 Nachkommen war die Reproduktionsleistung bei den drei jüngeren wie bei den drei älteren Altersgruppen bis über die Hälfte niedriger.

Insgesamt konnte eine hochsignifikante Korrelation zwischen der Lebenszeit-Nachkommensproduktion einzelner Weibchen und ihrer Lebensspanne ($p < 0001$, $r = 0,698$, $n = 30$, Abb. 26) nachgewiesen werden. Generell bedeutet dies, dass mit zunehmendem Alter der Weibchen auch deren Lebenszeit-Nachkommensproduktion anstieg.

In verschiedenen Steinkauz-Gebieten, wie z. B. am Unteren Niederrhein (EXO 1983), der Soester Börde (LOSKE 1986, ILLNER 1988, KÄMPFER & LEDERER 1988, 1995), der westlichen Jülicher Börde (GASSMANN & BÄUMER 1993) sowie im Vorland der Schwäbischen Alb (ULLRICH 1973, 1975, 1980) und am Bodensee (KNÖTZSCH 1978, 1988) werden schon seit vielen Jahren, z. T. seit Anfang der 70er Jahre, populationsbiologische Untersuchungen am Steinkauz durchgeführt. Dabei wurden u. a. Daten zur Siedlungsdichte, Brutbiologie, Dismigration und Habitatstruktur als auch zum Bestandsrückgang erhoben, um letztendlich geeignete Maßnahmen für den Schutz des Steinkauzes empfehlen zu können (vgl. GASSMANN & BÄUMER 1993). Fragen zum Komplex der Lebenszeit-Reproduktion einzelner Individuen, speziell der Revier-Weibchen, waren beim Steinkauz bislang noch offen (vgl. MEBS & SCHERZINGER 2000). Um hierüber Daten zu erhalten, sind äußerst intensive Langzeitstudien über mindesten zehn Jahre mit konsequenter jährlicher Beringung und Kontrolle möglichst aller Individuen einer lokalen Population erforderlich (vgl. SILL & ULLRICH 2005, KNIPRATH & STIER 2004). So berichten SILL & ULLRICH (2005) über das Einzelschicksal eines über 12 Jahre alt gewordenen Steinkauz-Weibchens, das im 13. Lebensjahr von einem Steinmarder (*Martes foina*) auf seinem Gelege erbeutet wurde. Als reviertreues Weibchen legte es in 12 Brutjahren 49 Eier, aus denen 36 Nestlinge das Beringungsalter (10. - 14. Lebensjahr) erreichten. Von diesen wurden später drei Tiere (8,3 %), zwei Weibchen und ein Männchen, brütend im Untersuchungsgebiet wiedergefunden. Über die sechsjährige Lebensgeschichte eines Schleiereulen-Weibchens, dass in dieser Zeit mit zwei Partnern 32 Junge aufzog, berichten aus dem südlichen Niedersachsen KNIPRATH & STIER (2004). Diese Lebensleistung war außergewöhnlich, da in der Regel die Lebenserwartung von Schleiereulen nur etwa ein Jahr mit bis zum dritten Lebensjahr steigender Tendenz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994) beträgt. Ferner konnten KNIPRATH & STIER (2004) von zwei Jungtieren, die sich in der untersuchten Population angesiedelt hatten, noch 22 Enkel und sogar 4 Urenkel nachweisen. Eine sehr ausführliche Dokumentation zur Lebenszeit-Reproduktion von Weibchen stammt von NEWTON (1989), der am Beispiel des Sperbers (*Accipiter nisus*) über insgesamt 17 Jahren in zwei Gebieten von Süd-Schottland die populationsbiologischen Daten von 194 brütenden Weibchen erfasste.

V. SCHLUSSBETRACHTUNG

Vergleicht man die wichtigsten Ergebnisse dieser Studie – Aussagen zur Klassifizierung der Steinkauz-Reviere unter Einbeziehung der für die Lebensraumqualität entscheidenden Habitatstrukturen, der Siedlungsdichte, der Reproduktion, der brutzeitlichen Mortalität sowie des Migrationsgeschehens – mit den entsprechenden Werten aus “optimalen“ Steinkauz-Gebieten (vgl. LOSKE 1986, EXO 1983, 87), so bestätigt sich die in der Arbeit von 1992 gewonnene erste Einschätzung des Verfassers, dass die Voreifel lediglich einen suboptimalen Lebensraum für den Steinkauz darstellt (vgl. ZENS 1992).

In erster Linie sind hierfür die Habitatstrukturen der Reviere verantwortlich, wobei zur Brutzeit in allen Revier-Klassen nur etwa 25 % bis 36 % der potenziellen Fläche für den Steinkauz nutzbar waren. Den mit Abstand größten Teil machten dabei die Grünlandflächen (Viehweiden, Mahdwiesen und Säume) aus. Ihr flächenmäßiger Anteil ist aber bezogen auf die gesamte potenzielle Revierfläche sehr gering (vgl. ZENS 1992); dies trifft aufgrund fehlender signifikanter Unterschiede für alle Klassen gleichermaßen zu. Gegenüber “optimalen“ Lebensräumen weisen demnach die Steinkauz-Reviere in der Voreifel einen deutlich geringeren Grünlandanteil auf. Aber gerade diese Flächen und besonders die Viehweiden mit ihrer ganzjährig niedrigen Vegetationsdecke erlauben dem Steinkauz als ausgesprochenem Bodenjäger (EXO 1991) nicht nur eine artgemäße Bodenjagd sondern bieten ihm zugleich, aufgrund ihrer – gegenüber Ackerflächen – in der Regel reichhaltigeren Bodenfauna (vgl. TISCHLER 1980, JENDRAL 1984), auch ein höheres Beutetierangebot.

Aber auch der überwiegend schlechte Gesamtzustand der Obstweiden (Hauptbruthabitate des Steinkauzes in der Region) und speziell die Tatsache, dass nur noch sehr wenige von ihnen Obstbäume mit Naturhöhlen besitzen (vgl. ZENS 1992), tragen zum allmählichen Verfall der Habitatstrukturen bei.

Schließlich trägt der hohe Waldanteil, insbesondere bei den D- und E-Reviere, entscheidend zur Verschlechterung der Lebensraumqualität bei, weshalb hier die geringsten Bruterfolge und höchsten Wechselraten zu verzeichnen waren.

Mit im Mittel 0,14 rufenden ♂/km² gehört die Siedlungsdichte zu den niedrigsten in Mitteleuropa. Die aufgrund naturräumlicher Gegebenheiten isolierte Lage des Untersuchungsgebietes (s. IV.1.1) führt zu einer relativ geringen Einwanderungsrate. Die zugewanderten Tiere waren daher weder für die Entwicklung der Siedlungsdichte noch für den genetischen Austausch in der Population von maßgeblicher Bedeutung.

Das Gleich gilt auch für den auffallend geringen mittleren Reproduktionserfolg von nur 1,34 ausgeflogenen Jungvögeln pro Brutpaar. Wie die Siedlungsdichte so war auch der Bruterfolg im Untersuchungszeitraum starken Schwankungen unterworfen. Insgesamt war eine Abnahme ($p < 0,05$, Mann-Whitney-Test) der durchschnittlichen Anzahl ausgeflogener Junge pro Brutpaar um 45,6 % ab 1988 festzustellen.

Hauptursache für den Rückgang waren die zunehmenden Verluste zur Brutzeit, die mit etwa 73 % im Mittel auf die Nestlingszeit entfielen. Zurückzuführen war dies vor allem auf den im Untersuchungszeitraum deutlich gestiegenen Einfluss von Prädatoren, hier meist des Steinmarders (*Martes foina*), auf die brutzeitliche Mortalität.

Aufgrund dieser Ergebnisse aus einer über zehnjährigen Beobachtungszeit ist, entgegen der ersten Einschätzung des Verfassers (vgl. ZENS 1992), unter diesen suboptimalen Bedingungen der Steinkauzbestand in der Mechernicher Voreifel nicht mehr als stabil anzusehen. Abgesehen von kurzen Erholungsphasen wie in den Jahren 1987, 1991 und 1994, die überwiegend auf vorherige Feldmaus-Gradationsjahre zurückzuführen waren, ist insgesamt - auch über das Ende des Untersuchungszeitraums hinaus - weiterhin mit einer stetigen Abnahme des Reproduktionserfolgs zu rechnen. Ändert sich an der momentanen Situation in den nächsten Jahren nichts Grundlegendes, setzt sich also zum Beispiel der Grünlandverlust in den Ortsrandbereichen fort (vgl. BREUER 1998), oder werden die meisten der überaus pflegebedürftigen Obstbaumbestände weiterhin ihrem Schicksal überlassen, führt dies langfristig zum Erlöschen der Steinkauz-Population in der Voreifel.

Daran ändert auch das bis heute fortgesetzte Aufhängen weiterer künstlicher Nisthilfen (SCHWARZENBERG 1970, FURRINGTON & EXO 1985), die als bestandsstützende Maßnahme gedacht, seit etwa Mitte der 70er Jahre des 20. Jahrhunderts von BERGERHAUSEN (in MILDENBERGER 1985) sowie auch später vom Verfasser und anderen im Untersu-

chungsgebiet durchgeführt wurden, nichts. Da es sich hierbei lediglich um eine reine Artenschutzmaßnahme handelt, die überdies den Rückgang der Art nicht verhindern konnte, darf dies schon gar nicht Alibifunktion für eine allgemeine Landschaftszerstörung sein (vgl. EXO 1991).

Daher bietet nur die Bewahrung der vor allem am Ortsrand gelegenen bewirtschafteten Grünlandflächen (vgl. BREUER 1998) und der konsequente Schutz sowie die fachgerechte Pflege der alten Streuobst- und Kopfbaumbestände einschließlich ihrer Neuanlagen dem Steinkauz sowie auch einer Vielzahl anderer Tier- und Pflanzenarten langfristigen Brut- und Lebensraum.

Insofern sollten in Zusammenarbeit mit den zuständigen Naturschutzinstitutionen, z.B. den Unteren Landschaftsbehörden, Biologischen Stationen, örtlichen Naturschutzverbänden und falls vorhanden, den regionalen Streuobstorganisationen, wie beispielsweise der Fördergemeinschaft naturnaher Obstwiesen und –weiden GbR (**Föno**) in der Eifel, folgende Maßnahmen zur Biotopsicherung eingeleitet werden (vgl. LOSKE 1986, SCHÖNN et al. 1991, PETER 1999, MEBS & SCHERZINGER 2000):

- Vermeidung weiteren Umbruchs von am Dorfrand gelegenem Grünland, insbesondere wenn es sich dabei um vom Steinkauz besetzte Flächen handelt
- Ausweisung ökologisch besonders wertvoller zusammenhängender Streuobstwiesengebiete als gesetzlich geschützte Landschaftsbestandteile
- sofortige Einleitung von fachlich fundierten und langfristig ausgerichteten Pflegemaßnahmen bei den ökologisch bedeutsamsten hochstämmigen Obstbaumbeständen
- Schutz und Erhaltung der Brutplätze, insbesondere der eventuell noch vorhandenen natürlichen Brut- bzw. Höhlenbäume
- sofern noch nicht vorhanden, sollte ein Aufpreismodell für Mostobst eingeführt werden, so dass engagierte Obstwiesenbewirtschafter für ihre geleistete Pflegearbeit eine entsprechende Aufwandsentschädigung erhalten
- Aufklärungsarbeit unter der Bevölkerung

VI. ZUSAMMENFASSUNG

Aufbauend auf den Ergebnissen der ersten Untersuchung (ZENS 1992) zur Situation des Steinkauzes (*Athene noctua* SCOP. 1769) in der Mechernicher Voreifel war es das Ziel dieser Studie, die bisher gewonnenen Erkenntnisse zur populationsökologischen Anpassung der Art an einen für sie nicht optimalen Lebensraum weiter auszubauen bzw. durch die Bearbeitung ergänzender Fragestellungen zu komplettieren. Die Datenerfassung erstreckte sich über einen Gesamtzeitraum von elf Jahren, von Januar 1987 bis Ende Juli 1997.

Von 1987 bis 1997 wurden auf einer etwa 260 km² großen Probefläche in der Voreifel Untersuchungen zu den Themenbereichen Populationsbiologie, Revierklassifizierung und Brutbiologie als auch zum Migrationsgeschehen und zur Lebenszeit-Reproduktion von Weibchen durchgeführt.

Im Untersuchungsgebiet betrug die mittlere **Siedlungsdichte** 0,14 rufende ♂/km² (Variationsbreite: 0,12 – 0,17 rufende ♂/km²). Im Vergleich zu einigen anderen untersuchten Steinkauz-Regionen in Deutschland aber auch darüber hinaus gehört die Mechernicher Voreifel mit zu den vom Steinkauz am geringsten besiedelten Gebieten in Mitteleuropa. Die Entwicklung der Siedlungsdichte im Untersuchungszeitraum verlief wellenartig, wobei insbesondere die Jahre 1987, 1991 und 1994 herausragende Bestandsdichten aufwiesen.

Bezüglich der **Reviertreue** bei Steinkauz-♂ und -♀ fiel auf, dass insbesondere bei den Männchen die Bindung an ihr Revier am stärksten ausgeprägt war, während die Weibchen weniger reviertreu und dafür eine deutlich höhere Neigung zum Revierwechsel besaßen. Der Hauptgrund für einen Revierwechsel war eine nicht erfolgreiche Brut, verknüpft mit dem Verlust des Partners. Beim Revierwechsel siedelten die Männchen in einer mittleren Entfernung von 1,37 km ($x_{\text{med}} = 1,25$ km, $n = 11$) und die Weibchen von 2,2 km ($x_{\text{med}} = 1,33$ km, $n = 19$) um.

Im Laufe der elfjährigen Untersuchungszeit konnten insgesamt 71 vom Steinkauz besetzte Reviere erfasst werden, die sich nach ihrer Besetzungsdauer und -häufigkeit klassifizieren ließen. Es entstanden fünf **Revier-Klassen**, A bis E, die mit abnehmender Tendenz jeweils

unterschiedlich oft besiedelt worden waren. Am häufigsten und dauerhaftesten wurden dabei die Reviere der Klasse A, am seltensten und kürzesten die der Klasse E besetzt. Hinsichtlich ihres Bruterfolgs und der Häufigkeit ihrer Revierwechsel verhielten sich die Klassen absolut konträr zueinander. So verzeichnete die Gemeinschaftsklasse der A/B Reviere den höchsten Bruterfolg und die geringste Wechselrate, während die der D/E Reviere die höchste Wechselrate und den geringsten Bruterfolg besaßen. Bei den Habitatstrukturen war insbesondere der Waldanteil (Wälder bzw. waldähnliche Strukturen) der entscheidende Faktor für die Lebensraumqualität eines Steinkauzrevieres, was sich entsprechend in seiner Klassifizierung niederschlug.

In der 3. Aprildekade begannen die meisten Paare mit der **Brut**. Im Mittel legten die Weibchen $3,85 \pm 0,23$ Eier pro Gelege ($n = 268$); aus 412 Brutten flogen $1,34 \pm 0,5$ Junge pro Brutpaar aus. Damit gehört die durchschnittliche Anzahl ausgeflogener Jungvögel dieser Population zu den niedrigsten in Europa. Die im Verlauf der Untersuchungszeit zu beobachtenden stärkeren Schwankungen bei der Gelegestärke sowie besonders bei der Anzahl der ausgeflogenen Jungen pro Brutpaar waren überwiegend auf den zyklischen Einfluss (Gradations- bzw. Latenzjahre) der Feldmaus (*Microtus arvensis*) als quantitatives Hauptbeutetier zurückzuführen. Jedoch lag hier nicht der alleinige Grund für die z. T. extremen Schwankungen im Jahresvergleich.

Die Verluste zur Brutzeit machten im Mittel 49,9 % der Gesamtmortalität aus. Von der **brutzeitlichen Mortalität** entfielen im Mittel 72,8 % auf die Nestlingszeit, 18,8 % fanden in der Zeit der Bebrütung statt und nur 8,4 % der Brutverluste ging auf die jährliche Variation der Gelegestärke zurück. Der Hauptanteil der brutzeitlichen Mortalität (69,3 %) war auf den Einfluss von Prädatoren zurückzuführen, während die übrigen Verluste auf sterile Eier, unbekannte Ursachen und der Syngenophagie entfielen. Im Laufe der Untersuchungszeit nahm ihr Anteil an der Entstehung der brutzeitlichen Verlustrate deutlich zu, wobei in feldmausarmen (Latenz-) Jahren, die durch sie verursachten Brutverluste mit Abstand am höchsten waren. Zunehmend bestimmte die von Prädatoren verursachte Mortalität den Verlauf der brutzeitlichen Verlustrate. Als Hauptverursacher trat hier meist der Steinmarder (*Martes foina*) in Erscheinung.

In den Jahren 1994 und 1995 wurden in vier Revieren der Mechernicher Voreifel das **Abwanderverhalten** von insgesamt 11 Jungvögeln telemetrisch untersucht. Während sich im Juli und August die Tiere noch in der direkten Umgebung des Brutplatzes aufhielten, erfolgte im September die Ausweitung der nächtlichen Erkundungsflüge, wobei es vereinzelt zu ersten Überschreitungen der elterlichen Reviergrenzen und in einem Revier sogar zu Abwanderungen kam. Ende September bzw. Anfang Oktober verließen die übrigen Jungvögel die elterlichen Reviere und zogen in ihre Randbereiche, von wo aus sie ihre Erkundungsflüge nach geeigneten Standorten für die Errichtung eigener Reviere weiter ausdehnten.

Die vorjährigen Steinkäuze siedelten sich in einer mittleren Entfernung (x_{med}) von 5,1 km von ihrem Geburtsort wieder an, die Männchen ($x_{\text{med}} = 3,8$ km) in einer geringeren Entfernung als die Weibchen ($x_{\text{med}} = 6,8$ km). Das Dismigrationsmuster der Käuze war überwiegend in nördliche Richtungen orientiert, was offenbar auf die geografische Lage des Untersuchungsgebietes zurückzuführen war.

Die Nestgeschwister zeigten bei der Ansiedlungsentfernung und auch bei der Richtungswahl ein unterschiedliches, wohl dispersial bedingtes Verhalten. Dabei siedelte sich jedoch meist jeweils ein Nestgeschwister eines Brutpaares in der Geburtspopulation an.

Bei einem Verhältnis von 1:1,3 migrierenden Jungkäuzen fanden fast genau so viele Aus- wie Einwanderungen statt, so dass die zugewanderten Tiere weder für die Entwicklung der Siedlungsdichte noch für den genetischen Austausch in der Population von maßgeblicher Bedeutung waren.

Im Untersuchungszeitraum zogen im jährlichen Mittel nur etwa 47 % der Brutpaare (Variationsbreite: 17 % - 69 %, $n = 412$) erfolgreich Junge auf. Mit dem Brutgeschäft begannen die meisten Weibchen (83 %, $n = 30$) in ihrem ersten Lebensjahr. Bei einer durchschnittlichen **Lebensdauer** von 3,7 Jahren brüteten sie im Mittel 3,5 Jahre. Dabei verzeichneten die einjährigen langlebigen Weibchen einen deutlich größeren Bruterfolg als die gleichaltrigen Einmalbrüter und waren auch gegenüber den zwei- bis neunjährigen Individuen erfolgreicher. Die **Lebenszeit-Nachkommensproduktion** betrug im Mittel 5,1 Junge pro Weibchen (Variationsbreite: 0 bis 21 Jungvögel, $n = 30$). Von 153 Nachkommen konnten später nur 19 Tiere (12,4 %) brütend im Untersuchungsgebiet wiedergefunden werden. Lediglich 30 % der Revier-Weibchen waren an ihrer Produktion beteiligt. Die reproduktivste Altersgruppe waren die vier Jahre lang lebenden Weibchen, die allein 44 Jungvögel (28,8 %) aufzogen.

VII. LITERATURVERZEICHNIS

AG zum Schutz bedrohter Eulen NRW (1978): Steinkauz-Verbreitung. Informationsblatt Nr. 7: 5-6.

AMLANER, C.J., Jr. (1980): The design of antennas for use in radio telemetry.

In: AMLANER, C.J., Jr. & D.W. MACDONALD (eds.): A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford: 251-261.

- , R. SILBY & R. MCCLERRY (1978): Effects of transmitter weight on breeding success in Herring Gulls. *Biot. Pat. Montn.* 5: 154-163.

ARBEITSKREIS HERPETOFAUNA IM KREIS EUSKIRCHEN (2001): Amphibien und Reptilien im Kreis Euskirchen. Schriftenreihe der Biologischen Station im Kreis Euskirchen 3: 148 S.

BAUER, H.-G. (1987): Geburtsortstreue und Streuungsverhalten junger Singvögel. *Vogelwarte* 34: 15-32.

BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin. *Vogelwarte* 31: 183-391.

BAUSCHMANN, G., A. SCHMIDT & S. SCHUCH (1999): Nahrungs- und Habitatanalyse am Steinkauz (*Athene noctua*) in Rheinhessen. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. Mainz.

BAUSCHMANN, G. (1988): Obstsorten zur Anpflanzung in hessischen Streuobstgebieten. *Beiträge zur Naturkunde der Wetterau*, 8 Jg.: 149-162

BECKER, H. (1970): Die Agrarlandschaften des Kreises Euskirchen in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts, Euskirchen: 250 S.

- BECKER, P. (1977): Zur Verbreitung des Rauhfußkauzes 1977 im südlichen Niedersachsen. Vogelkundl. Ber. Niedersachsens 9: 82-85.
- BERGERHAUSEN, W. & W. BREUER (1994): Quo vadis Steinkauz? Eulen-Rundblick 40/41: 39-43.
- BERNDT, R. & H. STERNBERG (1969): Über Begriffe, Ursachen und Auswirkungen der Dispersion bei Vögeln. Vogelwelt 90: 41-53.
- BERTHOLD, P. (1990): Vogelzug. Eine kurze, aktuelle Gesamtübersicht. Wiss. Buchgesellschaft Darmstadt.
- BEZZEL, E. (1974): Vogelbestandsaufnahmen in der Landesplanung. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 4, Göttingen: 103-112.
- BLAB, J., E. NOWAK, H. SUKOPP & W. TRAUTMANN (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. erw. und Neubearb. Aufl. Naturschutz aktuell 1, Greven: 10f, 36f.
- BRANDT, TH. & Ch. SEEBASS (1994): Die Schleiereule. Aula Verlag Wiesbaden.
- BREUER, W. (1998): Berücksichtigung von Steinkauzhabitaten in der Flächennutzungsplanung am Beispiel von drei nordrhein-westfälischen Gemeinden. Natur und Landschaft 73: 175-180.
- BROEKHUIZEN, S., C.A. VAN'T HOFF, M.B. JANSEN & F.J.J. NIEWOLD (1980): Application of radio tracking in wildlife research in the Netherlands. In: AMLANER, C.J., Jr. & D.W. MACDONALD (eds.): A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford: 65-84.
- BROWN, R., J. FERGUSON, M. LAWRENCE & D. LEEF (1988): Federn, Spuren und Zei-

chen der Vögel Europas. 2 Aufl. 1993, Aula Verlag, Wiesbaden.

BRÜLL, H. (1984): Das Leben der europäischen Greifvögel. 4. Aufl. G. Fischer, Stuttgart.

DALBECK, L., W. BERGERHAUSEN & M. HACHTEL (1999): Habitatpräferenzen des Steinkauzes *Athene noctua* SCOPOLI, 1769 im ortsnahen Grünland. Charadrius 35: 100-115.

- , W. BERGERHAUSEN & O. KRISCHER (1998): Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreue beim Uhu *Bubo bubo*. Vogelwelt 119: 337-344.

DEUTSCHER WETTERDIENST (1990): Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen. Offenbach/Main.

DIEHL, O. (1988): Lebensraum Obstwiese – Gefährdung und Maßnahmen zur Erhaltung. Vogelwelt 109: 141-144.

DUNSTAN, T.C. (1977): Application of radio-telemetric techniques to Osprey research. In: OGDEN, J.C. (ed.): Transactions of the North-American Osprey Research Conference College of William and Mary, Williamsburg, Virginia, 10.-12. Febr. 1972: 47-50.

EICK, M. (2003): Habitatnutzung und Dismigration beim Steinkauz (*Athene noctua*). Dipl.arbeit Univ. Hohenheim.

ESTOPPEY, F. (1992): Une densité élevée de Chouettes chevêches, *Athene noctua*, dans la plaine du Pô en Italie. Nos Oiseaux 41: 315-319.

EXO, K.-M. & R. HENNES (1978): Empfehlungen zur Methodik von Siedlungsdichte-Untersuchungen am Steinkauz (*Athene noctua*). Vogelwelt 99: 137-141.

- (1980): Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*) – eine Analyse

deutscher und niederländischer Ringfunde. Vogelwarte 30: 162-179.

EXO, K.-M. (1981): Zur Nistökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). Vogelwelt 102: 161-180.

- (1983): Habitat, Siedlungsdichte und Brutbiologie einer niederrheinischen Steinkauz-population (*Athene noctua*). Ökol. Vögel 5: 1-40.
- (1987): Das Territorialverhalten des Steinkauzes (*Athene noctua*) – eine verhaltensökologische Studie mit Hilfe der Telemetry. Diss. Univ. Köln.
- & W. SCHERZINGER (1989): Stimme und Lautrepertoire des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mitteleuropa. Natur u. Landschaft 66: 156-159.
- (1991): Der Untere Niederrhein – ein Verbreitungsschwerpunkt des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mitteleuropa. Natur und Landschaft, 66. Jahrgang: 156-159.
- (1992): Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe: a review. In: The ecology and conservation of European owls (GALDRAITH, C.A., I.R. TAYLER & S. PERCIVAL, eds). Peterborough, Joint Nature Conservation Committee (UK Nature Conservation, Nr. 5): 64-75.

FINK, P. (1988): Variabilität des Territorialverhaltens beim Steinkauz (*Athene noctua*). Diss. Univ. Köln.

- (1993): Territoriengröße beim Steinkauz (*Athene noctua*): Einfluss der Dauer der Territorienbesetzung. Journ. Ornithol. 134: 35-42.

FISCHER, H. & R. GRAAFEN (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 136/137 Cochem. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bad Godesberg (Selbstverlag): 39 S.

FORBES, J.E. & D.W. WARNER (1974): Behaviour of a radio-tagged Saw-wet Owl.

Auk 91: 783-795.

FURRINGTON, H. (1979): Nisthilfe für den Steinkauz. Eine Röhre schützt vor dem Marder. *Wir und die Vögel* 11: 20-22.

- & K.-M. EXO (1985): Schaffung und Erhaltung von Steinkauz-Brutplätzen. Deutscher Bund für Vogelschutz, Merkblatt 85: 11 S.
- (1987): Steinkauz – Bestandsentwicklung auf einer etwa 750 km² großen Fläche im Landkreis Heilbronn von 1973-1987. AG zum Schutz bedrohter Eulen. *Info* 27: 2-4.

GASSMANN, H. (1987): Rettet die Obstwiesen. Ein Beitrag zum Schutz des Steinkauzes und seiner Lebensräume. *Heimatpfl.* 24 (NF): 15-19.

- & B. BÄUMER (1993): Zur Populationsökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der westlichen Jülicher Börde. Erste Ergebnisse einer 15jährigen Studie *Die Vogelwarte* 37: 130-143.
- & W. GLASNER (1994): Faktoren der Steuerung des Bruterfolgs beim Steinkauz (*Athene noctua*). *Vogelwelt* 115: 5-13.

GENOT, J.-C. (1989): *Athene noctua*, Bibliographie mondiale. Fondation suisse pour les rapaces/Miecourt: 113 S.

- , M. JUILLARD & D. van NIEUWENHUYSE (1997): *Athene noctua*- Little Owl. In HAGEMEIJER, W. & M. BLAIR (Hrsg.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*. Poyser/London: 408-409.

GLÄSSER, E. (1978): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln-Aachen, Geographisches Landesaufnahme 1 : 2000.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung Bonn: 52 S.

GLUE, D. & D. SCOTT (1980): Breeding biology of the Little Owl. *Brit. Birds* 73: 167-180.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1962): Die Brutvögel der Schweiz. Aarau.

- & K. BAUER (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9, 2. Aufl.. Aula-Verlag, Wiesbaden.

GRAEF, K-H. (2001): Biologie und Schutz der Schleiereule (*Tyto alba*) im Hohelohekreis/ Nordwürttemberg – Ergebnisse einer 21-jährigen Untersuchung (1980-2000). In FOGES (Hrsg.): Eulen als Kulturfolger, Probleme und Chancen: 34.

GRO (GESELLSCHAFT RHEINISCHER ORNITHOLOGEN) & WOG (WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT) (1999): Rote Liste der gefährdeten Vogelarten Nordrhein-Westfalens. 4. Fassg. In LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. LÖBF-Schr.R. 17: 325-373.

GUNSTON, D. (1948): Little Owl as prey of Tawny Owl. Brit. Birds 41: 388.

HAVERSCHMIDT, F. (1946): Observations on the breeding habits of the Little Owl. Ardea 34: 214-246.

HERRLINGER, E. (1987): Steinkauz (*Athene n. noctua*). – Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes, H. 27/28: 262-267, Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, Düsseldorf.

ILLE, R. (1992): Zur Brutbiologie und Ökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*) im Marchfeld: Aktuelle Situation und mögliche Schutzmaßnahmen. Egretta 35: 49-57.

ILLNER, H. (1979): Eulenbestandsaufnahme auf dem MTB Werl von 1974-1978. AG zum Schutz bedrohter Eulen, Info. 9: 5-6.

- (1981): Populationsentwicklung der Eulen (*Strigiformes*) auf einer Probefläche Mittelwestfalens 1974-1979 und bestandsbeeinflussende Faktoren, insbesondere anthropogener Art. Ökol. Vögel 3: 301-310.

- (1988): Langfristiger Rückgang von Schleiereule (*Tyto alba*), Waldohreule (*Asio otus*), Steinkauz (*Athene noctua*), und Waldkauz (*Strix aluco*) in der Agrarlandschaft Mittelwestfalens 1974-1986. Vogelwelt 109: 145-151.

JASCHKE, K. (1978): Herbstbalz beim Steinkauz (*Athene noctua*). Charadrius 14: 23-24

JENDRAL, B. (1984): Die Aktivitätsabundanz von Bodentieren (*Lumbricidae*, *Carabidae*) in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Flächennutzung, unter Berücksichtigung von Jahreszeit und Hochwassereinflüssen. Dipl.arbeit Univ. Köln.

JUILLARD, M (1979): La croissance des jeunes Chouettes chevêches, (*Athene noctua*), pendant leur séjour au nid. Nos Oiseaux 35: 113-124.

- (1984): La Chouette chevêche. Nos Oiseaux / Sonderheft: 243 S.

KAUS, D. (1977): Zur Populationsdynamik, Ökologie und Brutbiologie der Schleiereule (*Tyto alba*) in Franken. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 18-44.

KÄMPFER, A. & W. LEDERER (1988): Dismigration des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mittelwestfalen. Vogelwelt 109: 155-164.

KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. & W. LEDERER (1995): Bestandsentwicklung einer Steinkauzpopulation (*Athene noctua*) in Mittelwestfalen (1974-1994). Charadrius 31: 211-216.

KEHRER, S. (1972): Der Steinkauz. DBV-Verlag Stuttgart.

KEIL, H. (2001): Artenschutzprojekt Steinkauz (*Athene noctua*) im Kreis Ludwigsburg. In FOGE (Hrsg.): Eulen als Kulturfolger, Probleme und Chancen: 29.

- (2003): 15 Jahre Steinkauz im Landkreis Ludwigsburg. In AG Eulen (Hrsg.): Internat. Symposium Dornbirn 2003.
- (2003): Brut- und Nestlingsverhalten beim Steinkauz (*Athene noctua*), Videofilm. In AG

Eulen (Hrsg.): Internat. Symposium Dornbirn 2003: 39.

KENWARD, R.E. (1978): Radio transmitters tail-mounted on hawks. *Orn. Scand.* 9: 220-223.

- (1980): Radio monitoring birds of prey. In: AMLANER, C.J., Jr. & D.W. MACDONALD : A handbook on biotelemetry and radio-tracking. Pergamon Press, Oxford: 3-20.
- (1987): Wildlife radio tagging. Academic Press, London, New York.
- , HIRONS, G.J.M. & F. ZIESEMER (1982): Devices for telemetering the behaviour of free-living birds. *Symp. zool. Soc. Lond.* No. 49: 129-137.

KNIPRATH, E. (1999): Überlegungen zur Partnertreue bei der Schleiereule (*Tyto alba guttata*). *Eulen-Rundblick* 48/49:28-30.

, R. ALTMÜLLER, H. SEELER & S. STIER (1999): Zum Zeitpunkt der Brutreife mitteleuropäischer Schleiereulen (*Tyto alba guttata*). *Die Vogelwarte* 40: 145-146.

, H. SEELER & R. ALTMÜLLER (2004): Partnerschaften bei der Schleiereule (*Tyto alba*). *Eulen-Rundblick* 51/52: 18-23.

& S. STIER (2004): Lebensdaten einer Schleiereule (*Tyto alba*). *Eulen-Rundblick* 51/52: 42-42.

KNÖTZSCH, G. (1978): Ansiedlungsversuche und Notizen zur Biologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Vogelwelt* 99: 41-54.

- (1988): Die Bestandsentwicklung einer Nistkasten-Population des Steinkauzes (*Athene noctua*) im Bodenseegebiet. *Vogelwelt* 109: 164-171.

KÖNIG, C. (1968): Siedlungsdichte-Untersuchungen an Eulen. *Orn. Mitt.* 20: 145-148.

KORPIMÄKI, E. (1981): On the ecology and biology of Tengmalms Owl (*Aegolius*

funereus) in Southern Ostrobothnia and Suomen-Selkä, Western Finland. Acta Univ. Oul. A 118, Biol. 13: 1-84.

- (1986): Gradients in population fluctuations of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) in Europe. Oecologia 69: 195-201.
- (1987): Selection for nest-hole shift and tactics of breeding dispersal in Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*): J. Anim. Ecol. 56: 185-196.
- (1989): Breeding performance of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*): effects of supplementary feeding in a peak vole year. Ibis 131:51-56.

LANGE, W. (1991): Steinkauz als Aasfresser. Wild und Hund 11: 69.

LÖLF-Mitteilungen 10, Heft 1, 1985.

LOSKE, K.-H. (1978): Pflege, Erhaltung und Neuanlage von Kopfbäumen. Natur u. Landschaft 53: 279-281.

(1986): Zum Habitat des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelwelt 107: 81-102.

MACDONALD, D.W. & C.J. AMLANER, Jr. (1980): A practical guide to radio tracking. In: AMLANER, C.J., Jr. & D.W. MACDONALD (eds.): A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford: 143-159

MADER, H.J. (1982): Die Tierwelt der Obstwiesen und intensiv genutzten Obstanlagen im quantitativen Vergleich. Natur und Landschaft 57: 371-377.

MAMMEN, U. (2003): Eulenbrutsaison 1999 und 2000. Eulen-Rundblick 51/52: 58-63.

MÄRZ, R. (1987): Gewölle- und Rupfungskunde. Akademie Verlag, Berlin.

MEBS, Th. (1994): Verbreitung und Bestandsentwicklung des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Nordrhein-Westfalen. Kiebitz 14: 123-126.

- & W. SCHERZINGER (2000): Die Eulen Europas. Franckh – Kosmos Verlag, Stuttgart.

MEYER, W. (1988): Geologie der Eifel. 2. Aufl. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- & W. SCHUMACHER (1978): Geschützte Pflanzen im Rheinland. Rheinland-Verlag, Köln.

MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands (Bd. 1). Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Selbstverlag, Bad Godesberg.

MIKKOLA, H. (1976): Owls killing and killed by other owls and raptors. Brit. Birds 69: 144-154.

- (1983): Owls of Europe. Poyser, Calton.

MILDENBERGER, H. (1985): Die Vögel des Rheinlandes. Bd. 2. Kilda Verlag, Greven.

MINISTER FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (1986): Schützt die Obstwiesen. Informationsbroschüre.

NEUBAUER, F. (1957): Beiträge zur Vogelfauna der ehemaligen Rheinprovinz. Decheniana 110, Bonn.

NEWTON, I. (1979): Population ecology of raptors. Buteo Books, Vermillion, South Dakota.

- (1985): Lifetime reproductive output of female Sparrowhawks. J. Anim. Ecol. 54:

241-253.

- (1986): *The Sparrowhawk*. Calton: T. and A.D. Poyser Ltd.
- (1989): *Lifetime reproduction in birds*. Academic Press, London, New York.
- (1998): *Population limitation in Birds*. Academic Press, London, New York.

NICOLAI, B. (1994): Steinkauz *Athene noctua* (Scopoli 1769). Artenhilfsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt/Magdeburg.

NIETHAMMER, G. (1937): *Handbuch der Deutschen Vogelkunde*. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.

NILSSON, I.N. (1978): Hunting in flight by Tawny Owls *Strix aluco*. *Ibis* 120: 528-531.

OLEJNIK, O. (2003): Steinkauzreviere finden durch Gewölle und Zeichen. *Eulen-Rundblick* 51/52: 24-31.

PETER, W. (1999): Schutzmaßnahmen für den Steinkauz (*Athene noctua*) und dessen Bestandsentwicklung im Main-Kinzig-Kreis. *Eulen-Rundblick* 48/49: 24-25.

PETZOLD, H. & TH. RAUS (1973): Steinkauz (*Athene noctua*) – Bestandsaufnahme in Mittelwestfalen. *Anthus* 10: 25-38.

RADLER, K. (1986): Populationsgenetische Aspekte des Artenschutzes. – Kann Inzucht eine Wiedereinbürgerung gefährden? *Natur und Landschaft* 61: 15-17.

- (1987): Faunenverfälschung, Artenschutz und Genetik – Konzepte, Fakten und Probleme. *Vogel und Umwelt* 4: 247-267.
- (1988): Inzucht und Inzuchtdepression – Zur Begriffsklärung und Konsequenz für den

Artenschutz. Vogelwelt 109: 171-175.

RHEINWALD, G. (1980): Verbreitung der Eulen in Europa. Vogelwelt 101: 114-188.

RIBBERT, K.H. (1985): Erläuterung zur Geologischen Karte 5405 Mechernich. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld: 121 S.

ROBILLER, F. & M. (1986): Ein Beitrag zur Brutbiologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). Beitr. Vogelkd. 32: 161-174.

ROI, O. le (1907): Die Vogelfauna der Rheinprovinz. Decheniana 63: 1-135.

RÜBLINGER, B. (1988): Die Entwicklung des Obstbaues in Mitteleuropa. Beiträge zur Naturkunde der Wetterau, 8. Jg.: 1-14.

SACKL, P., E. SABATHY & O. SAMWALD (1993): Zur historischen Verbreitung und aktuellen Situation des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der Steiermark, Österreich. Mitt. Abt. Zool., Landesmus. Joanneum / Graz 47: 27-38.

SCHERZINGER, W. (1971): Zum Feindverhalten junger Eulen (*Strigidae*). Z. Tierpsychol. 29: 165-174.

- (1981): Vorkommen und Gefährdung der vier kleinen Eulenarten. Ökol. Vögel 3: Sonderheft: 283-292.

SCHMID, P. (2003): Gewöllanalyse bei einer Population des Steinkauzes, *Athene noctua*, im Grossen Moos, einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des Schweizerischen Mittellandes. Orn. Beob. 100: 117-126.

SCHNEIDER, W. (1977): Schleireulen. Die Neue Brehm-Bücherei 340.

SCHÖNN, S. (1980 a): Käuze als Feinde anderer Kauzarten und Nisthilfen für höhlenbrütende Eulen. Falke 27: 294-299.

- (1986): Zu Status, Biologie, Ökologie und Schutz des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der DDR. Acta ornithoecol. Jena 1: 103-133.
- , W. SCHERZINGER, K.-M. EXO, & R. ILLE (1991): Der Steinkauz. 1. Aufl. Neue Brehm-Bücherei 606: 237 S.

SCHRÖPFER, L. (2000): The Little Owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic – abundance and distribution in the years 1998-1999. Buteo II: 161-174.

SCHUMACHER, W. (1977): Flora und Vegetation der Sötenicher Kalkmulde (Eifel). Decheniana-Beihefte 19, Bonn.

SCHWARZENBERG, L. (1970): Hilfe unserem Steinkauz. Deutscher Bund für Vogelschutz: 20-23.

- (1984): Kritisches zur Steinkauzröhre: Modell 1983 – ein Ausweg! Eulen-AG Saar: 8 S.

SCHWERDTFEGER, F. (1968): Ökologie der Tiere. Bd. 2: Demökologie. Hamburg u. Berlin.

SCHWERDTFEGER, O. (1984). Verhalten und Populationsdynamik des Rauhußkauzes (*Aegolius funereus*). Vogelwarte 32: 183-200.

- , H. KEIL & K.-H. GRAEF (2004): Bestandsentwicklung durch Nisthilfen – Arbeitsgruppen bei Rauhußkauz, Steinkauz und Schleiereule. Eulen-Rundblick 51/52: 51-54.

SILBY, R.M. & R.M. CLEERY (1980): Continuous observation of individual Herring Gulls during the incubation season using radio tags: An evaluation of the technique and a cost-benefit analysis of transmitter power. In: AMLANER, C.J., Jr. & D.W. MACDONALD (eds.): A handbook of biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford: 345-359.

- SILL, K. & B. ULLRICH (2005): Reproduktive Leistung eines über zwölf Jahre brütend kontrollierten Steinkauzweibchens *Athene noctua*. Vogelwarte 43: 43-45.
- SOUTHERN, H.N. (1970): The natural control of a population of Tawny Owls (*Strix aluco*). J. Zool., London 162: 197-285.
- TISCHLER, W. (1980): Biologie der Kulturlandschaft. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- ULLRICH, B. (1973): Beobachtungen zur Biologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). Anz. orn. Ges. Bayern 12: 163-175.
- (1975): Zu Legeabstand, Brutbeginn, Schlupffolge und Brutdauer beim Steinkauz (*Athene noctua*). Journ. Ornithol. 116: 324-325.
 - (1980): Zur Populationsdynamik des Steinkauzes (*Athene noctua*). Vogelwarte 30: 179-198.
 - (1985): Gibt es beim Steinkauz einen Geschlechtsdimorphismus in der Körpergröße (Gewicht, Flügellänge, Schnabellänge)? AG zum Schutz bedrohter Eulen, Tagung 1985 Gräfenwiesbach. Zus. der Vorträge: 9-11.
- UTTENDÖRFER, O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen. Reprint der 1. Aufl., Neumann-Neudamm, Melsungen, 1997, Aula Verlag, Wiesbaden.
- VAN VEEN, J.C. (2003): Video-observations in Tawny Owls (*Strix aluco*), a video document. In AG Eulen (Hrsg.): Internat. Symposium Dornbirn 2003: 74.
- & E.M. TEN BROEKE (1988): A Silent Method to Record Nesting Events in Hole Breeding Owls. In Meyburg, B.-U. & R.C. Chancellor (Edit.): Raptor Conservation Today. WWGBP: 551-556.
- VARLEY, G.C. & G.R. GRADWELL (1960): Key factors in populations studies. J. Anim.

Ecol. 29: 399-401.

- & M.P HASSEL. (1980): Populationsökologie der Insekten. Georg Thieme Verlag Stuttgart.

VISSER, D. (1977): De Steenuil in het Rijk van Nijmegen. De Mourik 3: 13-27.

VOOUS, H. (1962): Die Vogelwelt Europas. Hamburg und Berlin.

WADEWITZ, M. (1997): Bestandsentwicklung und Reproduktion einer Population des Uhus (*Bubo bubo*) am Harz. Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 9: 115-122.

WIDJANDTS, H. (1984): Ecological energetics of the Long-eared Owl. Ardea 72: 1-92.

WITT, K. (1985): Bestandserfassung einiger ausgewählter Vogelarten (1980-1982) in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelwelt 106: 70-78.

- , H.-G. BAUER, P. BERTHOLD, P. BOYE, O. HÜPPOP & W. KNIEF (1998): Rote Liste der Brutvögel (Aves). 2. korr. Fassung (Bearbeitungsstand: 1996). S. 40-47. In: BINOT, M., R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (Bearb.) 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg.

ZENS, K.-W. (1992): Ökologische Studien an einer Population des Steinkauzes (*Athene noctua* SCOP. 1769) in der Mecklenburger Vorpommeler Voreifel unter Einbeziehung der radiotelemetrischen Methode. Dipl.arbeit Univ. Bonn.

ZIESEMER, F. (1981): Zur Verbreitung und Siedlungsdichte des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Schleswig-Holstein. Zool. Anz./Jena 207: 323-334.

ZÖFEL, P. (1988): Statistik in der Praxis. 2. überarb. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.