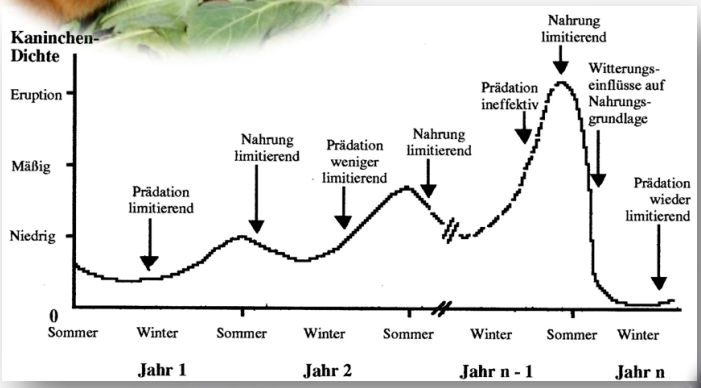
„Häschen in der Grube“

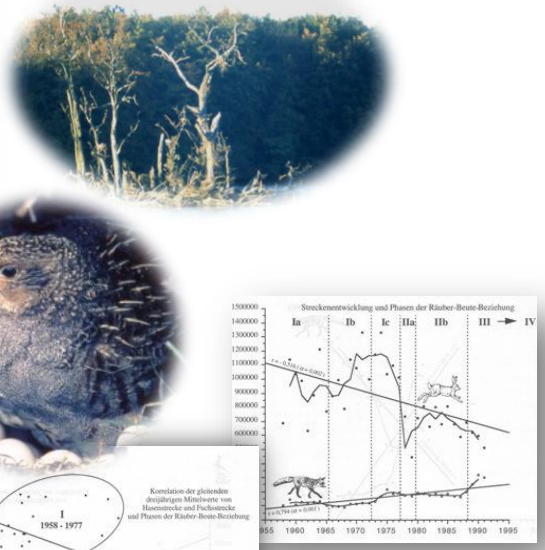
Synthesen zur ökologischen Dominanz der Prädation in Kulturlandschaften

Volker Guthörl

Wildland Weltweit - The Wildlife People

2011





wildland.org.za

Wildland Weltweit - *The Wildlife People*

Les éditions - Wildland Weltweit - Verlag
25 rue Principale, F-57720 Rolbing, France
50 Krige Laan, Irene 0062, South Africa
baas@wildland.org.za

www.wildland.org.za
www.wildlandweltweit.de

„Häschen in der Grube“ - Synthesen zur ökologischen Dominanz der Prädation in Kulturlandschaften

© 2011 Dr. Volker Guthörl & Les éditions Wildland Weltweit

Neither this book nor any part of it may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, microfilming, and recording, or by any information storage or retrieval system, without prior permission in writing from the publisher and the author. Such consent does not extend to copying for general distribution, for promoting, for creating new works, or for resale. Specific permission must be obtained in writing from the publisher and the author for such copying. Direct all inquiries to: Les éditions Wildland Weltweit.

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdruckes, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder der Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfalle nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes. Nachdruck, auch auszugsweise, sowie Verwendung in anderen Medien oder in Seminaren, Vorträgen etc. nur mit schriftlicher Genehmigung des Verlages und des Autors.

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie;
detaillierte bibliographische Daten sind im Internet abrufbar: www.d-nb.de

Bildnachweis

Alle namentlich nicht gekennzeichneten Bilder stammen von Dr. Volker Guthörl oder Stella Guthörl. Mehrere Photographien des Großen Kormorans wurden uns im Rahmen einer Kormoranstudie bereits 2005 von Dr. Bernd Stemmer zur Verfügung gestellt; sie sind entsprechend gekennzeichnet..

ISBN 978-2-9526155-7-0
EAN 9782952615570

„Häschen in der Grube“

Synthesen zur ökologischen Dominanz der Prädation in Kulturlandschaften

Inhaltsverzeichnis

Natur und Kulturlandschaft ……..… 5

Landschaftsgestaltung und Weltbild …… 5

Weltbild und Landschaftswirklichkeit ……..… 5

Räuber-Beute-Systeme und ökologistische Dogmen ……...… 6

Lebensraum und Raubdruck …… 7

Spezialisten, Generalisten und Opportunisten ……..… 8

Breite Nahrungsbasis und Gesamtraubdruck ……..… 9

„Natürliche Auslese“ und Realität ……... 10

„Verlierer“ und „Gewinnertypen“ ……...… 12

Nahrungsanalysen und Fehlinterpretationen ……... 14

Populationsgröße und „Erhaltungswert“ ……..……....… 14

Suchbild und Zufallseffekt ……... 16

Raubdruck und Räuberbestände ……... 18

Seuchen und Krankheiten …… 18

Räuber und „Selbstregulation“ …… 18

Räuberkontrolle und Beutetierbestände …….. 20

Ökologisches Umfeld und „Prädationsgrube“ ……..…… 23

„Umfeldmodulierte Prädation“ und „Prädationsgrab“ …… 23

Lebensraumverbesserung und Raubdruck ……..…… 26

Raubdruck und Biodiversität …… 30

Räuber, Jäger und Fischer ……...… 31

Zitierte Literatur …… 33

Weitere Referenzen ……... 34

Große Kormorane beim Fischen an der Möhnetalsperre (Nordrhein-Westfalen, BRD). Photo: Dr. Bernd Stemmer

Natur und Kulturlandschaft

Landschaften, in denen nur die Naturkräfte wirken, gibt es kaum noch auf unserer Erde. In Europa fehlen sie ganz. Schon seit dem Ende der letzten Eiszeit beherrscht der Kultur schaffende Mensch die europäische Landschaft. Ohne menschlichen Geist und Technik wäre Europa von Urwäldern und Steppen bedeckt, belebt mit Nachkommen der pleistozänen Riesenfauna: Elefant, Nashorn, Höhlenbär, Löwe und Säbelzahnkatze. Doch das ist Fiktion. Wirklichkeit sind Kulturlandschaften, die in Gestalt und Wesen sehr stark durch den Menschen geprägt sind: Gebirge mit Almen und Skizirkus; Wälder mit naturnahen Forsten und Holzäckern; Felder mit Bioland und Agrarsteppen; Gewässer mit oder ohne Schutzzonen; Küsten mit Deichen, Hafenanlagen, Windrädern und Badestränden; Städte mit Ökogärten und Betonwüsten; Industriegebiete mit stinkenden Schloten oder sterilen Hi-Tech-Fabriken aus Edelstahl und Spiegelglas. Und der Rest, den wir romantisch als "Naturschutzgebiet" oder "Naturpark" pflegen, sind Relikte alter Kulturlandschaften. - Aber auch Zeugnis einer neuen Kultur: bewusster und pfleglicher Umgang mit "der Natur" ist zum Bestandteil des Denkens und Handelns weiter Bevölkerungskreise geworden.

Landschaftsgestaltung und Weltbild

Natur und Kultur, Wildnis und Nutzung sind Gegensätze. Die Natur kann deshalb *per definitionem* kein allgemeines Leitbild für den Schutz von Natur in der Kulturlandschaft sein. Und so ist auch die Fiktion der "natürlichen Verhältnisse" kaum hilfreich. Sie zeigt uns nicht, welche Handlungen - oder Unterlassungen - zur Erhaltung und pfleglichen Nutzung von Biodiversität, Wild und Natur in Kulturlandschaften *sinnvoll* sind. Die naturwissenschaftliche Ökologie und das Verständnis der Wirkungsgefüge von unbelebter Natur, Vegetation, Wildtieren und Mensch geben zwar wichtige Hinweise, in welchen naturgesetzlich verankerten Netzwerken von biologischen Fakten und ökologischen Funktionen wir handeln (sollten). Doch was ist *sinnvoll*? - Das bewertet am Ende allein der menschliche Geist, der nicht frei ist von Emotionen, Wert- und Moralvorstellungen; das wirkliche Landschaftsbild bestimmt letztlich der Mensch mit seinen vielfältigen Ansprüchen.

Die Vorstellungen von „ordnungsgemäßer“ oder „alternativer“ Land- und Forstwirtschaft, von Natur und Heimat, von Stadt-, Wald-, Feld- oder Erholungslandschaft sind heute jedoch so verschieden wie die Vielfalt der Menschen, welche diese Landschaften bevölkern, nutzen, schützen oder gestalten, sowie ihre unterschiedlichen Natur- und Weltbilder. So hat sich im näheren Umfeld, aber auch schon weit abseits der „multikulturell“ geprägten, urbanen Ballungsräume EU-Europas ein dynamisch-buntes Mosaik von altbekannten und neuartigen Kulturlandschaftstypen entwickelt, das man, analog zur real existierenden „postmodernen“ Gesellschaftsform, als „ökosozialistisch geprägte Multikulturlandschaft“ bezeichnen könnte.

Weltbild und Landschaftswirklichkeit

Sofern das heutzutage schon eher öko-sozialistisch als freiheitlich definierte „Gemeinwohl“ das von der Verfassung garantierte private Eigentumsrecht beschneiden darf, werden die Ziele von Land- und Flächennutzung, Naturschutz und Raumordnung in allen EU-Staaten demokratisch bestimmt, und in einer „pluralistischen“ Gesellschaft sucht man zwangsläufig gemeinsame Nenner. Die politischen Abwägungsprozesse und Entscheidungen sind somit von Kompromissen geprägt. Solche Zugeständnisse erscheinen zwar nötig und sinnvoll zum Ausgleich gegenläufiger Interessen und zum Schutz von Minderheiten. Doch dieser gute politische Grundsatz hat natürliche Grenzen: ökologische Vorgänge in der Landschaft werden nämlich durch Naturgesetze bestimmt. - Und die sind nicht kompromissfähig!

Geringe Niederwildbestände und eine artenarme Flur, abnehmende Fischbestände und biologisch verarmte Gewässer, Eutrophierung und verminderte Stabilität von Landschaftsökosystemen, sowie die generelle Gefährdung der Biodiversität sind wohl von keinem politisch engagierten Akteur

gewollt. Doch nicht nur die Industrialisierung und Intensivierung der Landnutzung, sondern auch die Ignoranz der einfachen Tatsache, dass Ökologie eben kein alternatives Weltbild ist, vielmehr eine Naturwissenschaft, die den naturgesetzlich gesteuerten Naturhaushalt erforscht und darstellt, führte in den letzten Jahrzehnten zu einem starken Kontrast zwischen den gesetzlich verordneten Leitbildern für "Natur und Landschaft" und dem erbärmlich verarmten Zustand von Biodiversität und Wildökosystemen in den real existierenden Multikulturlandschaften EU-Europas.

Es ist keine kuriose Koinzidenz: Jene unschöne Erosion von biologischer Vielfalt und ökologischer Funktionalität in der freien Landschaft korreliert nicht nur mit dem Druck einer zunehmenden Raumnutzungsintensität auf die natürlichen Lebensgrundlagen, sondern ziemlich exakt, aber leider negativ, mit dem institutionellen Durchmarsch jener politischen Kulturrevolution, die wie Phönix aus sozialistischer Asche auferstanden ist, den narkotisch-demagogischen Begriff „politische Ökologie“ erfunden hat und ihr grün-ökologistisches Weltbild zunächst in der Parteienlandschaft Deutschlands, dann aber auch über Parteigrenzen hinweg im öffentlichen Verwaltungsapparat sowie in den Natur- und Umweltschutzverbänden und nicht zuletzt in manchen Kommissariaten und Verwaltungssphären der Europäischen Union implementiert hat.

Räuber-Beute-Systeme und ökologistische Dogmen

Nur ein kleiner Teil dieses großen Problems, nämlich wachsender Friktionen zwischen politischen Fiktionen und geographischer Landschaftswirklichkeit, soll in der vorliegenden Schrift etwas näher behandelt werden: die komplexe ökologische Dynamik von Räuber-Beute-Systemen und die Bedeutung des Raubdruckes (Prädation) für Beutetierpopulationen im Bestandspessimum - sowie die umstrittene Option einer vernünftigen Kontrolle der Räuber („Beutegreifer“).

So manch ein Naturfreund glaubt ja, wenn „der Mensch“ nur nicht eingreife, dann regle „die Natur“ doch alles zum Besten. Wir wollen zeigen, dass dieses Naturbild auf Dogmen beruht: das sind systematisch formulierte, oft wiederholte, aber nicht bewiesene Anleitungen zum Handeln; in unserem Falle resultieren sie im kategorischen Schutz der "Beutegreifer". Diese Konstrukte werden von einer mental schlichten Bevölkerungsmehrheit kaum hinterfragt, wenn nicht als „gottgegeben“ akzeptiert, von manchen Naturschutz-Fundamentalisten jedoch erbittert verteidigt - denn ohne Dogmen verlöre das Glaubensgebäude, das *ökologistische Weltbild* seinen axiomatischen Halt.

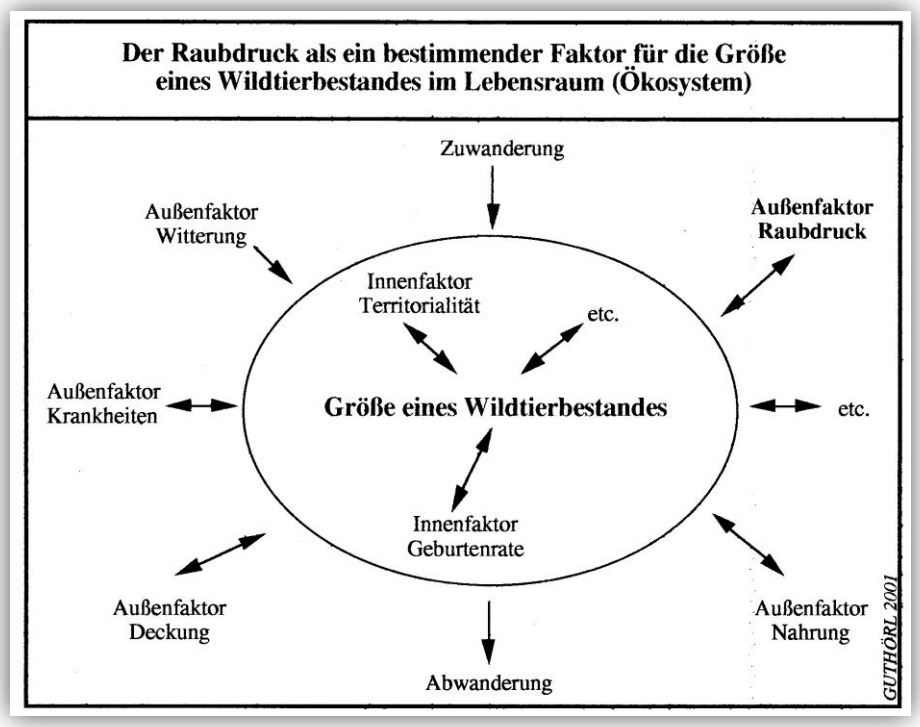
Zwecklos ist es bekanntlich, Prediger und Gläubige durch rationale Argumente von der Relativität ihres Weltbildes überzeugen zu wollen. Für Zweifler und Ketzer jedoch mag es aufschlussreich sein, die ökologischen Realitäten bzgl. Raubtier und Beute in anthropogen dominierten Lebensräumen zu erkunden.
- Wer dabei Seelenschmerz leidet, sollte sein idyllisches Naturbild wohl überdenken …

*… **für den Junghasen im freien Feld ist die Natur keine „sanfte Mutter“; sie ist eine Herrin, und im Angesicht des Fuchses frisst sie ihn auf!***

Altfuchs, der mit reicher Junghasen-Beute im Fang seinerseits der „Prädation“ zum Opfer gefallen ist …

Lebensraum und Raubdruck

Die oft geäußerte Meinung, die Größe eines Wildtierbestandes sei allein vom Lebensraum abhängig und nicht vom Raubdruck - sie ist eines der Dogmen und schon im Ansatz falsch. Denn der populäre Begriff Lebensraum ist nur eine andere Bezeichnung für Ökosystem: das Netz von Faktoren und ökologischen Wechselbeziehungen, in das jede Wildpopulation eingeknüpft ist. „Fressen und gefressen werden“, das ist so unausweichlich komplementär wie Leben und Tod. Zu den Ökofaktoren, welche die Größe eines Wildtierbestandes bestimmen, gehört der Raubdruck genauso wie Nahrung, Deckung oder Witterung. Nur die relative Bedeutung des Raubdruckes im Verhältnis zu anderen Faktoren ist je nach Lebensraum unterschiedlich.



Spezialisten, Generalisten und Opportunisten

Die Annahme, die Bestandshöhe eines Beutegreifers werde durch die Anzahl und Masse seiner Beutetiere reguliert, ist zwar grundsätzlich richtig. Doch der bei manchen Naturfreunden zum Dogma gewordene Umkehrschluss, eine Beutetierpopulation werde deshalb nicht durch den Räuber beeinflusst, berücksichtigt nicht die Nahrungsgeneralisten und Beuteopportunisten.

Raubtierarten, die ein sehr enges Beutespektrum haben, sind nur das eine Extrem der ökologischen Wirklichkeit. Der Steinkauz z.B. ist ein Nahrungsspezialist. Er ist in seinem gesamten Körperbau und Verhalten auf Kleintierjagd fixiert. Der Kauz kann nicht ausweichen auf Aas, pflanzliche Kost oder menschliche Speisereste, wenn seine Beutetiere seltener werden. Weil er im Hinblick auf Nahrung und Brutplätze so stark spezialisiert und anspruchsvoll ist, kommt der Steinkauz auch nur in besonderen Lebensraumtypen vor, die in unserer Kulturlandschaft selten sind. Er hat eine sehr enge ökologische Nische; er ist eine *stenöke* Art. Auch Schleiereule oder Baumfalke wären Beispiele für heimische Wildarten mit einer sehr schmalen ökologischen Nahrungsnische. Diese „gefiederten Räuber“ werden in ihrem Bestand tatsächlich auch stark durch die Verfügbarkeit von nur wenigen Beutetierarten begrenzt.

Das andere Extrem ist in unseren Kulturlandschaften viel weiter verbreitet und häufiger: nämlich die Nahrungsgeneralisten. - Von den Raubsäugern seien hier Fuchs, Dachs und Wildschwein, von den Vögeln die Aaskrähe und die Elster genannt. Solche Generalisten haben ein besonders breites Nahrungsspektrum; der Ökologe nennt sie *euryök* in Bezug auf ihre Ernährung. Sie nehmen pflanzliche und tierische Kost, einschließlich Aas; ihre Nahrungsgrundlage wird ganzjährig erheblich vergrößert durch Fallwild an Straßen, menschliche Speisereste an Rastplätzen und Wegen, organische Abfälle auf Müllhalden, Mist- und Komposthaufen, sowie nicht zuletzt und z.T. signifikant aufgrund der zusätzlichen Fütterung durch ökologisch ignorante Tierfreunde.

Dachse sind typische Nahrungsgeneralisten. Wenngleich dieses nachtaktive Wild von der Bevölkerung kaum beobachtet wird, ist es nicht selten: die Dachsbestände profitieren von der Eutrophierung der europäischen Agrarlandschaften.

Zu den „Generalisten“ gesellen sich „Opportunisten“, wie Steinmarder, Habicht, Mäusebussard oder der Kormoran. Sie sind keine Allesfresser, doch in der Nahrungswahl durchaus flexibel. Selbst wenn Bussard und Marder sich hauptsächlich von Mäusen ernähren und der Habicht von den häufigen Tauben; wenn die Gelegenheit da ist, dann greifen sie auch das Rebhuhnküken oder die brütende Birkhenne. Ebenso verhält es sich mit dem Kormoran, der zwar hochspezialisierter Fischjäger aber überhaupt nicht wählerisch bezüglich Fischart ist: Erbeutet wird alles, was im Gewässer verfügbar und leicht zu fangen ist - ganz gleich ob Massenfische wie Kaulbarsch und Stint in nährstoffreichen Flachseen, Karpfen in intensiven Teichwirtschaften, Aale, Hechte und Schleien in Angelweihern, Rotaugen und Felchen in tieferen Seen, relativ seltene, aber im freien Flusslauf als Schwarm stehende Äschen, aufsteigende Wanderfische, die sich vor Fischtreppen konzentrieren, oder in Scharen abwandernde Lachs-Smolts …

Der Große Kormoran ist zwar ein spezialisierter Fischjäger, zugleich aber Opportunist bezüglich der Fischarten: erbeutet wird alles, was im Gewässer verfügbar und leicht zu fangen ist. Die Kormorane Europas profitieren von der Gewässereutrophierung.

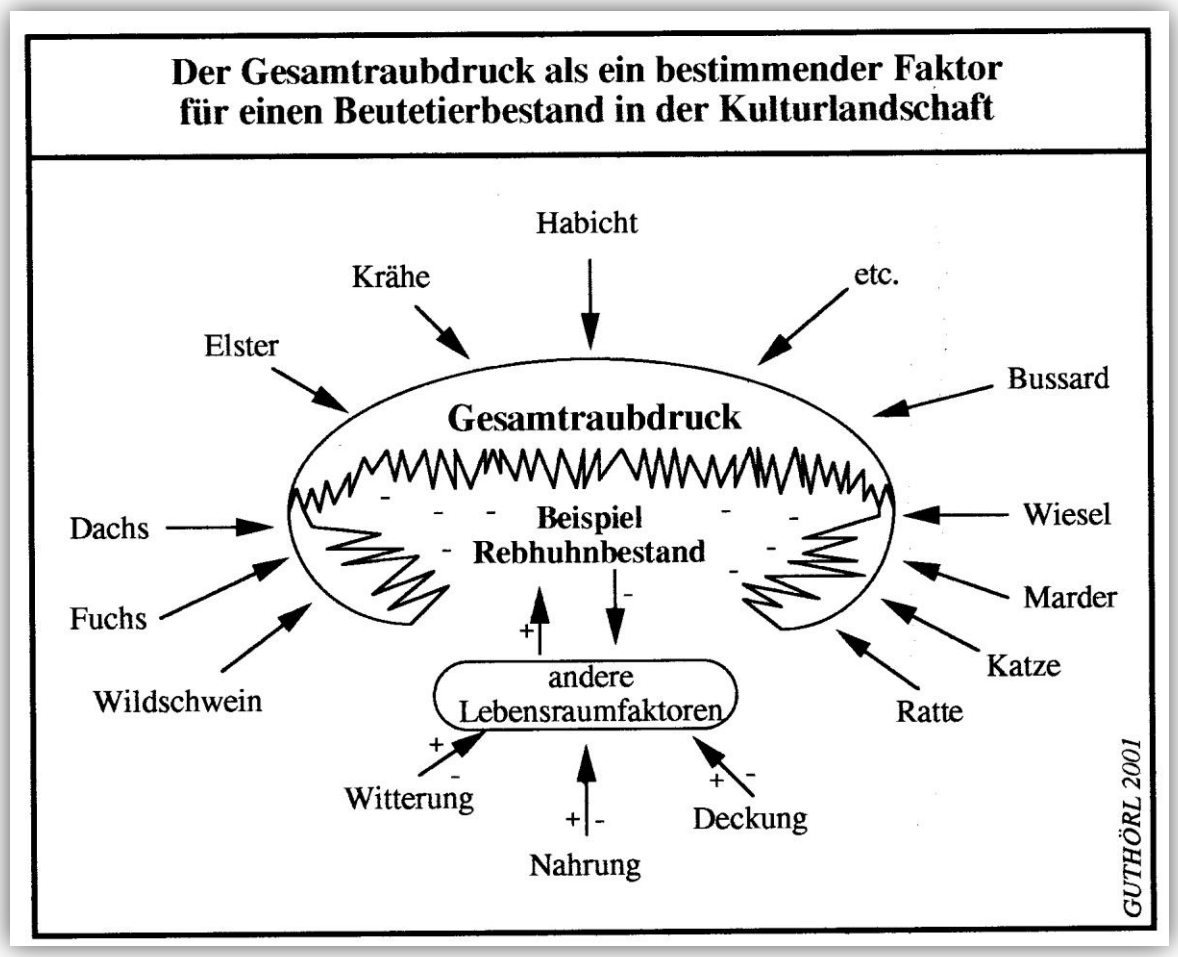
Photo: Dr. B. Stemmer

Breite Nahrungsbasis und Gesamtraubdruck

Der Bestand der Nahrungsgeneralisten und Beuteopportunisten wird durch das *Gesamtangebot* an Nahrung bestimmt und nicht allein von der Verfügbarkeit weniger Beutetierarten. Sie haben eine sehr breite Nahrungsbasis. Das ist der wesentliche Unterschied zu den Nahrungsspezialisten. Wird eine seiner Beutetierarten seltener, dann hat der Generalist oder Opportunist Alternativen. Er muss nicht hungern oder abwandern; sein Fortpflanzungserfolg wird nicht geringer aus Nahrungsmangel. Ist er dazu noch anspruchslos im Hinblick auf andere Ökofaktoren wie Brutplatz oder Witterung, dann findet er Lebensraum in den verschiedensten Landschaftstypen. Die ökologische Nische der Opportunisten und Generalisten ist weit. Manche Arten sind in unseren Kulturlandschaften fast allgegenwärtig, man nennt sie dann *Ubiquisten*.

Wir sehen nun auch, der Raubdruck, der in unseren Kulturlandschaften wirkt, geht nicht nur von einer einzigen Raubtierart aus, wie in manchen extremen Naturlandschaften. Meist gibt es im gleichen Lebensraum mehrere, meist häufige Generalisten und Opportunisten, die insgesamt einen hohen *Gesamtraubdruck* ausüben. - Bezüglich Fischen und fischenden Räubern sei daran erinnert, dass es außer Kormoranen noch Graureiher, Gänsesäger und Haubentaucher, mancherorts auch Fisch- und Seeadler oder Fischotter gibt, die zudem mobil und nicht an ein einziges Gewässer gebunden sind wie ihre Beutefischpopulationen.

Genau das ist ein großes Problem für viele Beutetierarten: der Gesamtraubdruck bleibt konstant, auch wenn sie selbst wegen der Prädation immer mehr im Bestand zurückgehen. Denn der Fuchs auf Mäusejagd findet auch den Junghasen oder die brütende Fasanenhenne. Die Krähe auf der Suche nach Würmern und Schnecken erspäht ganz gewiss auch das Brachvogelgelege in ihrem Revier. Der Kormoran auf Forellenjagd fängt ebenso die weniger häufigen Äschen und Barben; er sucht das Gewässer auch dann noch auf, um zu fischen, wenn einzelne Beutefischarten stark reduziert oder sogar ganz verschwunden sind.



„Natürliche Auslese“ und Realität

Der Glaube an die „Weisheit von Mutter Natur“ ist jedoch nur schwer zu erschüttern. Daher das Dogma, im Laufe der Evolution hätten sich Beutetiere an den Raubdruck angepasst, Verluste durch Beutegreifer seien natürlich und deshalb für Wildtiere kein Problem. Das sei eben die "natürliche Auslese". Andernfalls seien alle Beutetierarten längst ausgestorben und mit ihnen die Räuber. - Doch die Logik einer solchen Annahme setzt *Konstanz des Lebensraumes* voraus. Was aber passiert, wenn Räuber und Beute sich in einem neuen oder veränderten Lebensraum treffen?

Als Katzen und Füchse, Schweine und Ratten mit den europäischen Siedlern nach Australien oder Neuseeland kamen, hatte das verheerende Folgen für die einheimische Fauna: viele Beuteltiere und urtümliche Vögel starben aus oder wurden auf kleinste Relikte auf räuberfreien Inseln dezimiert. - In diesem Beispiel kamen neue Räuber in alte Lebensräume.

In unserem Falle treffen sich alte und neue Arten (z.B. Waschbär und Marderhund) in ganz neuen Lebensräumen, die sich zudem ständig verändern, nämlich in industrialisierten Kulturlandschaften. Die ökologischen Spielregeln bleiben natürlich die gleichen, doch das Spielfeld ist neu. - Mit jeder Veränderung in der dynamischen Kulturlandschaft setzt die "natürliche Auslese" mit aller Macht wieder ein, und nur die Anpassungsfähigen überleben, wenn der sorgende Mensch nicht eingreift!

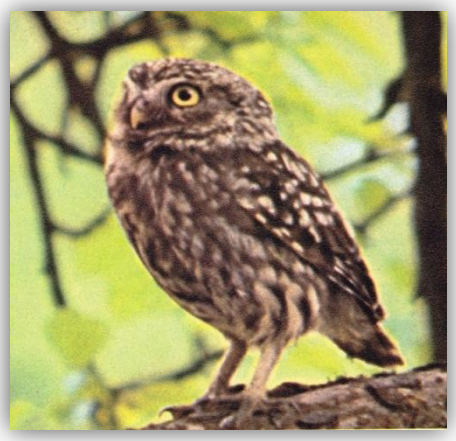
… der Gesamtraubdruck im Ökosystem bleibt hoch, wenn seltenere Beutetieren infolge von Prädation im Bestand zurückgehen: denn der mäuselnde Fuchs findet noch stets die brütende Rebhenne, selbst wenn er sich zu 95 % von Kleinsäugern und Regenwürmern ernähren muss; die scharfsinnige Krähe auf der emsigen Suche nach Würmern, Kerfen und Schnecken erspäht ganz gewiss auch das Rebhuhngelege sowie das Brachvogelnest in ihrem Revier …

… wenn der sorgende Mensch, der Heger nicht eingreift!

„Verlierer“ und „Gewinnertypen“

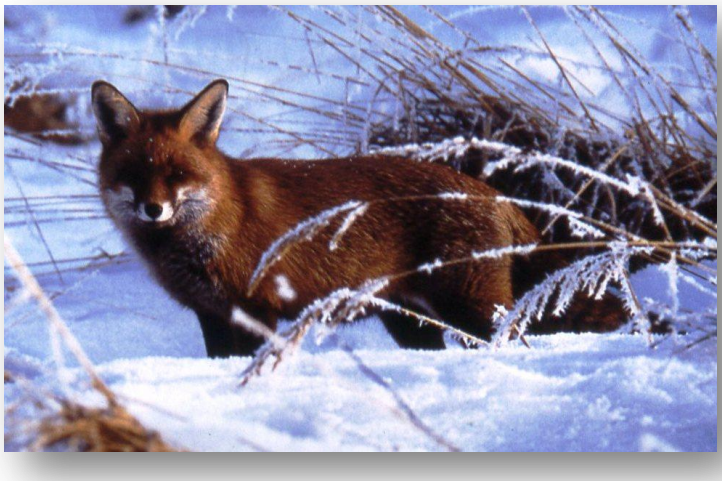
Die Anzahl der ökologischen Nischen für die "Verlierer des Landschaftswandels“, nämlich die in langer Evolution in ihren ursprünglichen Lebensräumen spezialisierten, sog. stenöken Arten, ist in den jungen, z.T. auch monotonen Kulturlandschaften gering. Die "Gewinnertypen" hingegen, also die anpassungsfähigen Opportunisten und Generalisten, finden auf Neuland sogar noch bessere Bedingungen als in den alten Lebensräumen mit alteingesessenen, spezialisierten Konkurrenten. Weil die ökologischen Nischen dieser euryöken Arten viel weiter und breiter sind als die der Spezialisten und manche Arten wie der Kormoran sogar noch zusätzliche, anthropogene Biotope finden, sind diese Gewinner zahlreicher und außerdem fast flächendeckend präsent. - Es kann kein "ökologisches Gleichgewicht" zwischen Räuber und Beute geben, wenn die Massenverhältnisse zu stark zugunsten des Räubers verschoben sind.

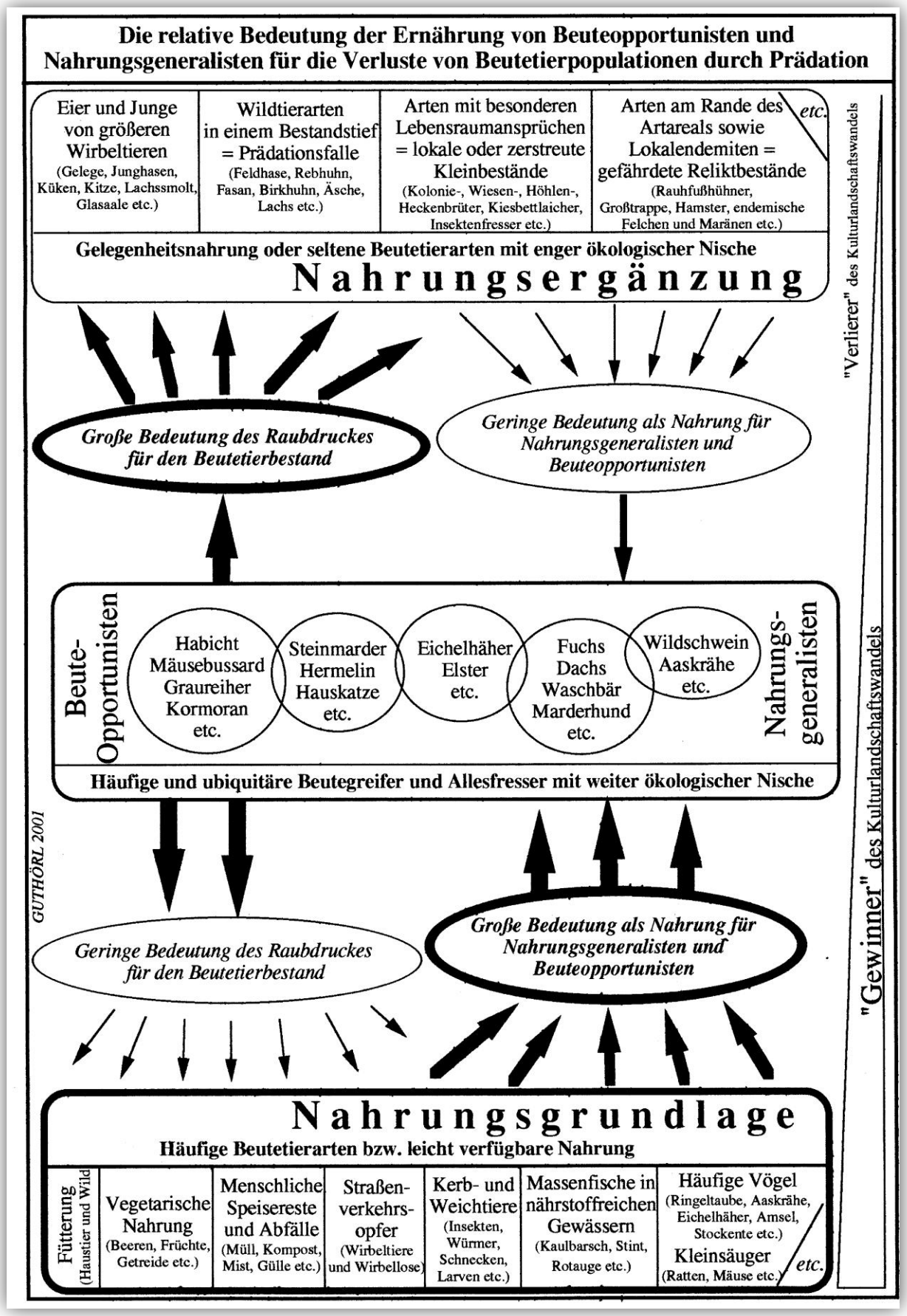
Ausgestorben ist wohl noch keine der Beutetierarten durch den unnatürlichen Raubdruck. Das Argument gilt aber nur in großräumiger Sicht. Die europäischen Lebensräume sind sämtlich sehr jung in evolutionsgenetischer Hinsicht. Fast alle Wirbeltierarten sind Einwanderer seit der letzten Eiszeit vor nur 10.000 Jahren. Es gibt kaum endemische Arten, die nur hier und sonst nirgendwo leben. Die Mehrzahl unserer heimischen Wildarten hat ein Areal, das sich weit über Europa hinaus erstreckt. Deshalb sind die "Verlierer des Kulturlandschaftswandels" bis auf wenige Ausnahmen als Art insgesamt nicht gefährdet. Doch die Bestände bei uns, am Rande des Areals sind verschwunden oder bedroht. - Wenn Klima und Vegetation, Deckung und Nahrung schon suboptimal sind, dann kann der Raubdruck zum entscheidenden (Nicht-) Überlebensfaktor werden.



Der Steinkauz ist eine stenöke Wildart hinsichtlich seiner speziellen Habitatansprüche und gehört zu den Verlierern des Kulturlandschaftswandels unter dem Regime der industrialisierten EU-Landwirtschaft …

… der Rotfuchs hingegen ist der ubiquitäre „Gewinnertyp“: mit der industrialisierten Land- und Forstwirtschaft kommt er bestens zurecht, bis in die Zentren der urbanen Ballungsräume dringt er vor und profitiert zudem vom generellen Jagdverbot auf „Beutegreifer“ in Naturschutzgebieten, Nationalparken und ähnlichen Wildreservaten, die wie biogeographische Inseln in den Agrarsteppen zerstreut liegen!




Die relative Bedeutung der Ernährung von Beuteopportunisten und Nahrungsgeneralisten für die Verluste von Beutetierpopulationen durch Prädation
Eier und Junge von größeren Wirbeltieren (Gelege, Junghasen, Küken, Kitze, Lachssmolt, Glasaale etc.)
Wildtierarten in einem Bestandstief = Prädationsfalle (Feldhase, Rebhuhn, Fasan, Birkhuhn, Äsche, Lachs etc.)
Arten mit besonderen Lebensraumansprüchen = lokale oder zerstreute Kleinbestände (Kolonie-, Wiesen-, Höhlen-, Heckenbrüter, Kiesbettlaicher, Insektenfresser etc.)
Arten am Rande des Artareals sowie Lokalendemiten = gefährdete Reliktbestände (Rauhfußhühner, Großtrappe, Hamster, endemische Felchen und Maränen etc.)
etc.
Gelegenheitsnahrung oder seltene Beutetierarten mit enger ökologischer Nische
Nahrungsergänzung
Große Bedeutung des Raubdruckes für den Beutetierbestand
Geringe Bedeutung als Nahrung für Nahrungsgeneralisten und Beuteopportunisten
Beute-Opportunisten
Habicht Mäusebussard Graureiher Kormoran etc.
Steinmarder Hermelin Hauskatze etc.
Eichelhäher Elster etc.
Fuchs Dachs Waschbär Marderhund etc.
Wildschwein Aaskrähe etc.
Nahrungs-generalisten
Häufige und ubiquitäre Beutegreifer und Allesfresser mit weiter ökologischer Nische
GUTHÖRL 2001
Geringe Bedeutung des Raubdruckes für den Beutetierbestand
Große Bedeutung als Nahrung für Nahrungsgeneralisten und Beuteopportunisten
Nahrungsgrundlage
Häufige Beutetierarten bzw. leicht verfügbare Nahrung
Fütterung (Haustier und Wild)
Vegetarische Nahrung (Beeren, Früchte, Getreide etc.)
Menschliche Speisereste und Abfälle (Müll, Kompost, Mist, Gülle etc.)
Straßen-verkehrs-opfer (Wirbeltiere und Wirbellose)
Kerb- und Weichtiere (Insekten, Würmer, Schnecken, Larven etc.)
Massenfische in nährstoffreichen Gewässern (Kaulbarsch, Stint, Rotauge etc.)
Häufige Vögel (Ringeltaube, Aaskrähe, Eichelhäher, Amsel, Stockente etc.)
Kleinsäuger (Ratten, Mäuse etc.)
etc.
"Verlierer" des Kulturlandschaftswandels
"Gewinner" des Kulturlandschaftswandels

Nahrungsanalysen und Fehlinterpretationen

Oft finden sich keine oder nur geringe Anteile bestimmter Beutetierarten im Nahrungsspektrum eines Räubers. Das verleitet Kritiker der Prädationskontrolle gerne zu der Folgerung, dies sei doch wohl ein klarer Beweis für die geringe Bedeutung des Raubdruckes für den Bestand dieser oder jener Beutetierart. Aber Vorsicht! - Auch hier ist der Wunsch meist Vater des Gedankens. Denn Untersuchungen zum Nahrungsspektrum eines Beutegreifers können nur sehr bedingte Hinweise auf seine Bedeutung als Räuber für Beutetierbestände geben.

Die Methoden der Analyse sowie Ort und Zeit der Untersuchung müssen berücksichtigt werden. Wegen der sehr unterschiedlichen Verdaulichkeit sind bestimmte Bestandteile der Nahrung bei Mageninhalts-, Gewölle- oder Kotanalysen immer über- bzw. unterrepräsentiert. Vogeleier oder Innereien von größeren Beutetieren z.B. sind so überhaupt nicht quantitativ zu erfassen; beim Kormoran gilt gleiches für Klein- und Jungfische. Zudem kann eine Beutetierart auch deshalb unterrepräsentiert sein, weil sie im speziellen Untersuchungsgebiet überhaupt fehlte, selten war oder weil andere Nahrung dort attraktiver oder leichter erreichbar war. Andernorts können die Verhältnisse anders sein. Und ein Nahrungsspektrum, das auf Untersuchungen im Sommer beruht, lässt keine Rückschlüsse auf die Verhältnisse im Frühjahr zu. Die genaue Kenntnis der Datenbasis ist also wichtig. Treffend ist hier die Aussage Churchills, er glaube nur der Statistik, die er selber gefälscht habe. - Nicht zuletzt dürfen die einfachen Gesetze der Logik nicht ignoriert werden: der relative Anteil einer Art im Beutespektrum eines Räubers ist nämlich *nicht* gleich dem Anteil der erbeuteten Individuen an der Beutetierpopulation.

Speiballen (Gewölle) des Großen Kormorans sind zur Analyse von Beutespektrum, Nahrungsmenge und Prädationswirkung dieses fischenden Wildvogels nur sehr bedingt brauchbar. Photo: Dr. Bernd Stemmer

Populationsgröße und „Erhaltungswert“

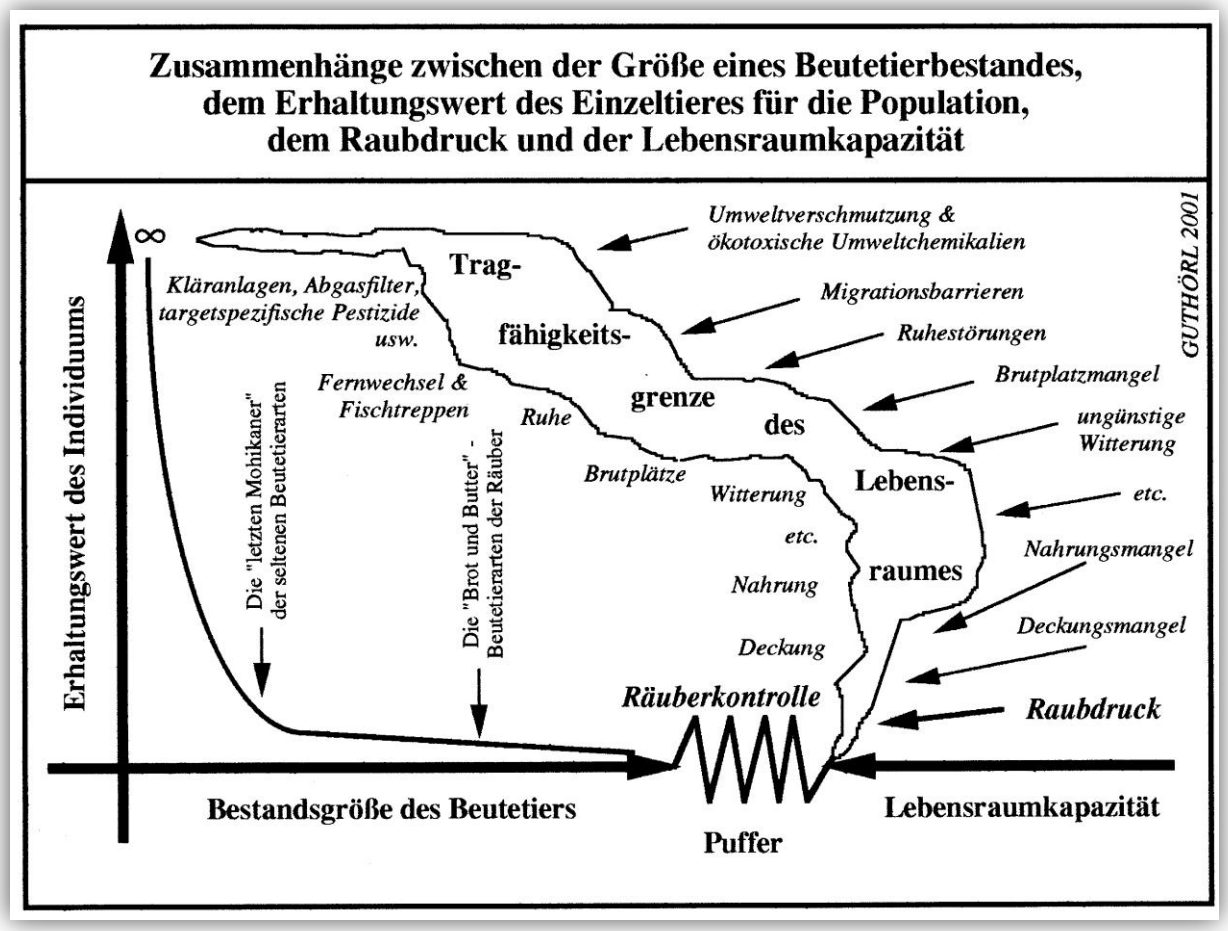
Weder der relative Anteil einer Art im Beutespektrum noch die absolute Anzahl erbeuteter Individuen geben Auskunft über die tatsächliche Bedeutung des Raubdruckes für den Bestand eines Beutetiers (HOLLDACK & GERSS 1988). Für eine Ringeltaubenpopulation von mehreren tausend Vögeln beispielsweise, hat die Entnahme von hundert Vögeln nach der Fortpflanzungszeit keine große Bedeutung; ein solcher Eingriff liegt im Bereich der populationsökologisch kompensierbaren Sterblichkeit. Auf dieser Tatsache gründet das Prinzip der nachhaltigen jagdlichen Nutzung. Selbst wenn der lokale Habichtbestand sich vorzugsweise von Tauben ernährte und der Anteil von Tauben an der Nahrung des Habichts wäre groß, so könnte der Taubenbestand diesen Prädationsdruck bis zu gewissen Grenzen vertragen. Die Ringeltaube ist eine Vogelart, die in der Kulturlandschaft - ähnlich wie der opportunistische Habicht - reichlich Nahrung und gute Brutdeckung findet. In einem solchen Falle ist der sog. „Erhaltungswert“ des Einzeltieres für die Beutepopulation gering.

Andere Beutetierarten jedoch, die aufgrund ihrer besonderen Lebensraumansprüche ohnehin im Bestandspessimum sind, können keinen zusätzlichen Raubdruck vertragen. Das gilt besonders für die Brut- und Aufzuchtszeit. Bei einem Brutbestand von nur zwei Brachvogelpaaren z.B. ist der Erhaltungswert der beiden letzten Hennen für den lokalen Bestand extrem hoch. Schlägt der Habicht eine der Hennen oder geht sie an anderen Ursachen zugrunde, dann steigt der Erhaltungswert der letzten Henne gegen unendlich. - Und dies, obwohl die beiden letzten Brachvögel als Nahrung der örtlichen Habichtpopulation verschwindend geringe Bedeutung hätten, ja wohl kaum nachweisbar wären …

In den westeuropäischen Forsten gehören die häufigen Eichelhäher und Ringeltauben zu den Hauptbeutetieren des Habichts. Für diese Beutetierarten im Bestandsoptimum ist die Bedeutung solcher Verluste gering …

… die im Wirtschaftswald seltenen und im Bestand gefährdeten Rauhfußhühner haben dagegen nur einen sehr kleinen, durch Nahrungsanalysen kaum nachweisbaren Anteil am Nahrungsspektrum dieses prächtigen Greifvogels …

… allerdings schlägt der opportunistische Habicht bei jeder Gelegenheit auch Auerhennen: deren Erhaltungswert für den Fortbestand der lokalen Restpopulationen des Auerwildes ist aber extrem hoch, der Verlust jeder einzelnen Henne eine signifikante Gefährdung für den Bestand!



Suchbild und Zufallseffekt

Damit der Energieaufwand für die Nahrungssuche nicht größer wird als der Gewinn durch erfolgreiche Jagd, muss ein Räuber ökonomisch jagen. Wird die Hauptbeute zu selten und ist keine Ausweichmöglichkeit vorhanden, dann sucht er sich ergiebigere Jagdgründe. In Lebensräumen mit Alternativbeute können die Beuteopportunisten und Nahrungsgeneralisten jedoch ausharren. Sie stellen sich einfach auf andere Nahrungsquellen im selben Lebensraum um.

Zur Effizienzsteigerung bei der Nahrungssuche werden von den lernfähigen Beutegreifern aber *Suchbilder* entwickelt. Durch gezieltes Absuchen besonderer Lebensraumstrukturen kann seltenere Beute noch ökonomisch bejagt werden. So bleibt der Raubdruck auch bei sinkendem Beutebestand zunächst konstant. - Allerdings kann der Druck auf eine selten gewordene Art ab einem bestimmten Punkt überproportional abnehmen. Das geschieht beispielsweise dann, wenn sich ein Suchbild nach einer häufigeren, leichter verfügbaren Alternativbeute entwickelt hat, die in ganz anderen Lebensraumstrukturen lebt. So dient das Suchbildkonzept nicht selten als Argument für die These, durch diesen "natürliche Regulationsmechanismus" könnte ein opportunistischer Räuber eine Beutetierart niemals ganz ausrotten.

Dabei wird aber nicht bedacht, dass Suchbilder in der Regel nicht beuteartspezifisch, sondern funktionell bzw. strukturell sind. So lernen Rabenvögel den funktionellen Zusammenhang zwischen fütternden Altvögeln und Nahrung in Form von Eiern oder Jungvögeln. Sie suchen Stellen im Gebüsch gezielt ab, an denen sie die an- und abfliegenden Altvögel beobachten. Ob es sich dabei

um eine häufige oder seltene Brutvogelart handelt, erkennen sie nicht. Der Kormoran sucht nicht nach bestimmten Fischarten, sondern besucht und befischt alle Gewässer im Fouragierkreis einer Brutkolonie oder seines Schlafplatzes bzw. auf seiner Zugroute. Ähnlich jagt ein Habicht in der Feldflur gerne entlang von höheren Heckenstreifen, der Fuchs stöbert entlang von Altgrasstreifen oder auf strukturreichen Hegeflächen nach Nahrung, weil die Aussicht auf Beute dort überdurchschnittlich gut ist. Die Hauptbeute mag zwar aus Tauben bzw. Mäusen bestehen, doch das Rebhuhn, der Raubwürger oder der Junghase werden dabei gleichfalls entdeckt und gefressen. - Durch diesen *Zufallseffekt* bleibt der Raubdruck auf seltene Arten bestehen. So wird das Postulat einer "natürlichen Regulation des Raubdruckes durch die Entwicklung von Suchbildern nach häufiger Beute" relativiert.

Zudem besitzen intelligente Beutegreifer nicht nur ein aktives Suchbild, sondern auch passive Suchbilder. Das heißt, wo ein Räuber früher reiche Beute fand, da wird er auch später noch erhöhte Aufmerksamkeit auf die ehemals häufige Beute richten. Beim Kormoran sind das keine bestimmten Fischarten, sondern Gewässer, an denen er irgendwann einmal erfolgreich gefischt hat: dadurch liegt die Erbeutungsrate der selten gewordenen Art bzw. die Besuchshäufigkeit eines bereits abgefischten Gewässers auch weiterhin über der reinen Zufälligkeit. Nicht zuletzt halten die weniger lernfähigen oder unflexiblen Beutegreifer besonders zäh an einem Suchbild fest, selbst wenn ihre Erfolgsrate gering geworden ist.

Hegeflächen bzw. Naturschutzgebiete, die wie Inseln in der Agrarsteppe liegen, können regelrechte „Prädationsfallen“ für Bodenbrüter sein, weil intelligente Räuber wie Krähe, Fuchs oder Habicht strukturelle Suchbilder entwickeln und solche Habitatinseln besonders intensiv nach Beute absuchen …

… daher sollten ökologisch fundierte Hegemaßnahmen zur Verbesserung von Äsung, Deckung und Brutplätzen stets durch eine tierschutzgerechte Räuberkontrolle mit Flinte und Fallen ergänzt werden!

Raubdruck und Räuberbestände

Ebenso wie Räuber und Generalisten ihre Beutebestände beeinflussen, so ist für sie selbst der Raubdruck ein natürlicher Lebensraumfaktor. Großräuber wie Wolf, Luchs, Stein- und Seeadler oder Uhu fehlen jedoch in der Kulturlandschaft, oder es gibt sie nur noch in kleinen Relikten. Gedanken, solche "Spitzenregulatoren" könnten in den dicht besiedelten, infrastrukturell stark zergliederten und landwirtschaftlich intensiv genutzten Landschaften Europas wieder in *größeren* Beständen leben, sind kaum realistisch. - Sie könnten die "Gewinner des Landschaftswandels" in ihrer Bestandshöhe ohnehin nur wenig beeinflussen. Denn der Raubdruck wird zum dominierenden Faktor besonders für stenöke Arten in ungünstigen Lebensräumen. Und wie wir später noch sehen, für fast alle Beutetierarten in Phasen eines Bestandstiefs. Kaum jedoch für die anpassungsfähigen Arten im Optimum. Genau aus diesem Grunde ist eine Reduktion der "Gewinner" mit den heute üblichen jagdlichen, waidgerechten und tierschutzkonformen Mitteln ja so schwierig.

Wir sehen doch auch: die noch vorhandenen "natürlichen Regulatoren" haben keinen bedeutenden Einfluss auf die Bestände ihrer *häufigen* Beutetierarten. Obwohl die Siedlungsdichte des Habichts in unseren Kulturlandschaften wieder sehr hoch ist, kann er die Bestände der Ringel- und Stadttauben offenbar kaum reduzieren. Und dies, obwohl Tauben dem Jagdverhalten des Habichts viel eher entsprechen als die intelligenteren und im Fluge sehr wendigen Rabenvögel. So gehören die Rabenvögel auch eher zur Beute des seltenen Nachtjägers Uhu. Beispiel Seeadler: An manchen Gewässern mag er die jungen Kormorane dezimieren, im Extremfalle sogar die lokale Brutkolonie auflösen, solange sie noch klein ist; aber auf die regionale oder gar westpalaearktische Population von *Phalacrocorax carbo* haben Seeadler ganz gewiss keinen signifikanten Einfluss.

Seuchen und Krankheiten

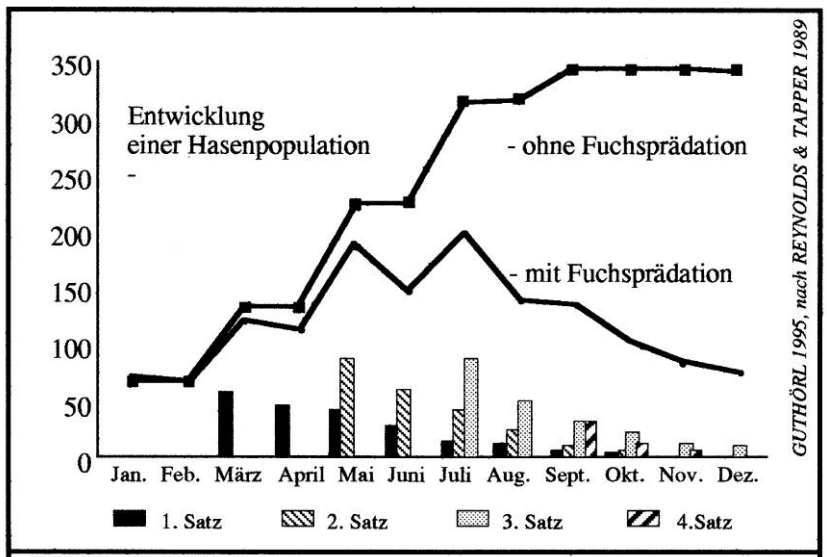
Seuchen und Krankheiten, als eine weitere Möglichkeit der "natürlichen" Bestandsregulation, treten in der Regel erst auf, wenn ein Wildtierbestand bereits hohe Dichten erreicht hat. Im Falle von Fuchs und anderen Raubsäugern ähnlicher Körpergröße ist dieser Faktor durch die Bekämpfung der Tollwut durch Impfköder weitgehend hinfällig. Beim Kormoran ist die Populationsdichte zumindest überregional immer noch gering im Verhältnis zur noch nicht ausgefüllten Lebensraumkapazität des westpalaearktischen Teilareals der Art, wie die noch stets wachsenden Bestände und anhaltende Arealexpansion in bislang kaum besiedelte Gebiete beweisen. - Für Biogeographen und Populationsökologen war daher klar, dass sich die öffentlich geäußerten Hoffnungen mancher Angler, die ominöse „Vogelgrippe“ könnte ihre gefiederte Beutekonkurrenz hinwegraffen, kaum bewahrheiten würden.

Räuber und „Selbstregulation“

Ein häufiges Argument gegen die Räuberkontrolle lautet jedoch, der Beutegreifer würde sich im Bestand „selbst regulieren“, wenn er die Grenzen der Lebensraumkapazität erreicht. Dadurch würde der Prädationsdruck auch in der Kulturlandschaft auf natürliche Weise begrenzt und für die Beutebestände tragbar gehalten. - Keine Population wächst unendlich. Das ist in der Tat eine ökologische Binsenweisheit. Aber worauf beruht diese "Selbstregulation" bei höheren Wildtieren?

Zum einen auf Nahrungsmangel. Doch ob in der Räuberpopulation die Sterblichkeit ansteigt oder die Reproduktionsrate sinkt, die eigentliche Ursache bleibt immer die gleiche: Hunger. So bleibt der Raubdruck auf die Beutebestände erhalten, solange der durch Nahrungsmangel "selbstregulierte" Beutegreiferbestand im Lebensraum existiert. Dabei ist es gleich, ob der Räuberbestand sich nun auf hohem oder niedrigem Niveau "einreguliert" hat. - Im Falle von Nahrungsmangel geht der Raubdruck nicht zurück, denn kein Beutegreifer hungert freiwillig.

Der Raubdruck auf die Beutetiere bleibt ebenso erhalten, wenn die Bestandsdichte des Beutegreifers durch die Reviergröße begrenzt wird. Denn das Wachstum der Räuberpopulation wird erst gebremst, wenn alle geeigneten Territorien besetzt sind. Anpassungsfähige Arten wie Fuchs, Steinmarder oder Aaskrähe finden aber geeignete Reviere fast flächendeckend in fast allen Kulturlandschaftstypen. Hinzu kommen die noch revierlosen Jungtiere. Sie pflanzen sich zwar nicht fort, solange sie kein eigenes Brutterritorium haben, gehen aber auch nicht alle zugrunde. Sie besetzen die suboptimalen Lebensräume. Sie werden in den Territorien der dominanten Revierinhaber geduldet, solange sie kein Territorialverhalten zeigen. Bei manchen Arten, so beim Fuchs, helfen revierlose Jungtiere sogar bei der Jungenaufzucht.



Entwicklung einer Feldhasenpopulation auf dem Territorium einer Fuchssippe. Die untere Linie stellt die Entwicklung des Hasenbesatzes mit, die obere Linie ohne Fuchsprädation dar. Die Balken stehen für die Überlebenden der vier Junghasensätze bei Fuchsprädation (nach REYNOLDS & TAPPER 1989).

Selbst wenn Rabenvögel, bei extrem hoher Bestandsdichte, sich gegenseitig Gelege und Junge wegfressen und damit ihren Bestand "auf natürliche Weise" begrenzen, wird der Raubdruck auf andere Arten nicht geringer. Denn werden bei einer derartigen Bestandsdichte nicht auch die Gelege und Jungtiere anderer Vogelarten weiterhin Opfer des hohen Raubdruckes? Zwar haben Waldohreule, Turmfalke oder Mäusebussard mancherorts einen höheren Bruterfolg als die Krähen; doch das sind wehrhafte Arten, die ihre Brut gegen Nesträuber erfolgreich verteidigen. Bei der wehrlosen Ringeltaube hingegen konnte man erhebliche Einbußen nachweisen: obwohl jene zu den allgemein häufigen Arten in unseren Kulturlandschaften gehört, ist in manchen Gebieten die hohe Dichte der Krähen sogar ein entscheidender Faktor für die Bestandsdichte der Tauben. - Wie sieht es da erst bei den Brutvogelarten aus, die im Bestandspessimum sind?

Nicht zuletzt ist die Tatsache bedeutend, dass die Reviergröße bei den meisten territorialen Arten auch von der Lebensraumgüte und vom Nahrungsangebot abhängig ist. So kann die Aaskrähe, die i.d.R. größere Brutterritorien hat, im Extremfalle sogar zum Koloniebrüter werden! Bei anderen Beutegreifern, wie etwa Kormoran, sind Brutkolonien, gesellige Ansammlungen und Gemeinschaftsjagd ohnehin die Regel. Jedenfalls geht im Falle von "Territorialität als Selbstregulationsmechanismus" der Raubdruck auf Beutetierbestände nicht zurück, selbst wenn der Räuberbestand sich an den Grenzen der Nahrungskapazität seines Lebensraumes "stabilisiert" hat.

Räuberkontrolle und Beutetierbestände

Theoretische Überlegungen und viele Einzelbeobachtungen von Praktikern haben mehrfach dazu veranlasst, die landschaftsökologischen Auswirkungen der Prädation durch wissenschaftliche Experimente im Freiland zu untersuchen. In sog. "Ausschlussversuchen" werden dazu auf zwei vergleichbaren Flächen die Lebensraumfaktoren möglichst konstant gehalten. Nur auf einer der beiden Versuchsflächen wird der Raubdruck durch Ausschluss von Beutegreifern reduziert. Durch Vergleich der Entwicklung der Beutepopulationen auf Räuberkontrollfläche und Nullfläche kann man den Einfluss der Prädation deutlich erkennen. - Es würde zu weit führen, auch nur einen Bruchteil der weltweit vorliegenden Ergebnisse von ökologischen Räuberausschlussversuchen hier zu zitieren. Wegen der großen Relevanz für unsere Synthesen zur landschaftsökologischen Bedeutung des Raubdruckes, wollen wir aber zumindest einen dieser Versuche hier etwas genauer betrachten.

Dieses Experiment wurde von der englischen Wildhegeorganisation "The Game Conservancy" von 1984 bis 1990 in Südengland in der offenen Feldlandschaft der "Salisbury Plains" durchgeführt (TAPPER *et al.* 1989, 1990, 1991). Es gilt bis heute als eine der gründlichsten ökologischen Untersuchungen zu unserer Thematik. Es galt zu klären, inwieweit opportunistische Beutegreifer und Nahrungsgeneralisten die Besätze des Rebhuhns, des Feldhasen und anderer Niederwildarten in den europäischen Agrarlandschaften beeinflussen und durch welche Art der Räuberkontrolle übermäßiger Prädationsdruck am effektivsten reduziert werden könnte.

Dazu wurden zwei Untersuchungsflächen ausgewählt, jede rund 500 Hektar groß und genügend weit voneinander entfernt, um wechselseitige Beeinflussungen zu vermeiden. Die Flächen liegen in offener, deckungsarmer Agrarlandschaft und entsprechen den Vorstellungen von der "ausgeräumten Landschaft" in der europäischen Feldflur. Zu Beginn des Versuchs waren die Niederwildbesätze tatsächlich eher gering.

Auf beiden Untersuchungsflächen wurde das Niederwild während der gesamten Versuchsdauer regelmäßig gezählt und zudem, jeweils im Herbst, bejagt. Zu Beginn des Versuchs im Jahre 1984 wurde die bisherige Art der Wildbewirtschaftung, einschließlich der ortsüblichen, wenig intensiven Räuberkontrolle auf den beiden Flächen "Collingbourne" und "Milston" zunächst beibehalten, um den Ausgangszustand zu erfassen.

In den Jahren 1985 bis 1987 wurde dann die Prädationskontrolle auf der Versuchsfläche "Collingbourne" erheblich verstärkt, und zwar durch einen ausschließlich hierfür zuständigen „Game Keeper“ (Berufsjäger). Während des Frühjahrs und im Frühsommer, also während der Hauptbrut- und Aufzuchtzeit - und nur während dieser Periode - wurden Krähen, Elstern, Füchse, Iltisse und Ratten mit Gewehr und Falle dezimiert. Die Vergleichsfläche "Milston" blieb in diesen Jahren unbeeinflusst, es fand also keinerlei Räuberkontrolle mehr statt. So war diese Nullfläche weitgehend der "Selbstregulation" überlassen.

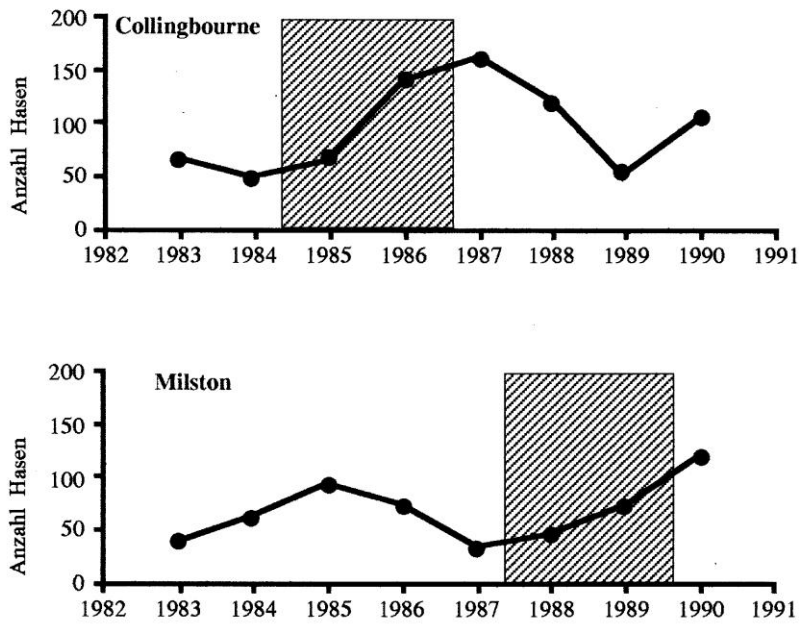
- Nach drei Jahren war die Hasendichte auf "Collingbourne" auf das dreifache der ursprünglichen angestiegen. Auf der Nullfläche "Milston" dagegen war ohne jede Räuberkontrolle die Hasendichte auf dem gleichen niedrigen Niveau wie zu Versuchsbeginn.
- Die Rebhuhndichte im Herbst war auf der Räuberkontrollfläche "Collingbourne" auf das Vierfache des ursprünglichen Besatzes angewachsen, die Brutpaardichte im Frühjahr hatte sich fast verdoppelt. Auf der Nullfläche "Milston" dagegen waren sowohl der Herbstbesatz als auch die Brutpaardichte im Frühjahr auf weniger als die Hälfte zurückgegangen.

War dieses Ergebnis nicht vielleicht doch auf unterschiedliche "Biotopqualität" zurückzuführen?

Um zweifelnden Fragen vorzubeugen, wurde das Experiment in den Jahren 1988 bis 1990 fortgeführt, jedoch unter umgekehrten Vorzeichen. Auf der ursprünglichen Nullfläche "Milston" setzte Prädationskontrolle ein, die einstige Räuberkontrollfläche "Collingbourne" wurde nun zur Nullfläche und drei Jahre lang sich selbst überlassen. Die Resultate waren wiederum eindeutig:

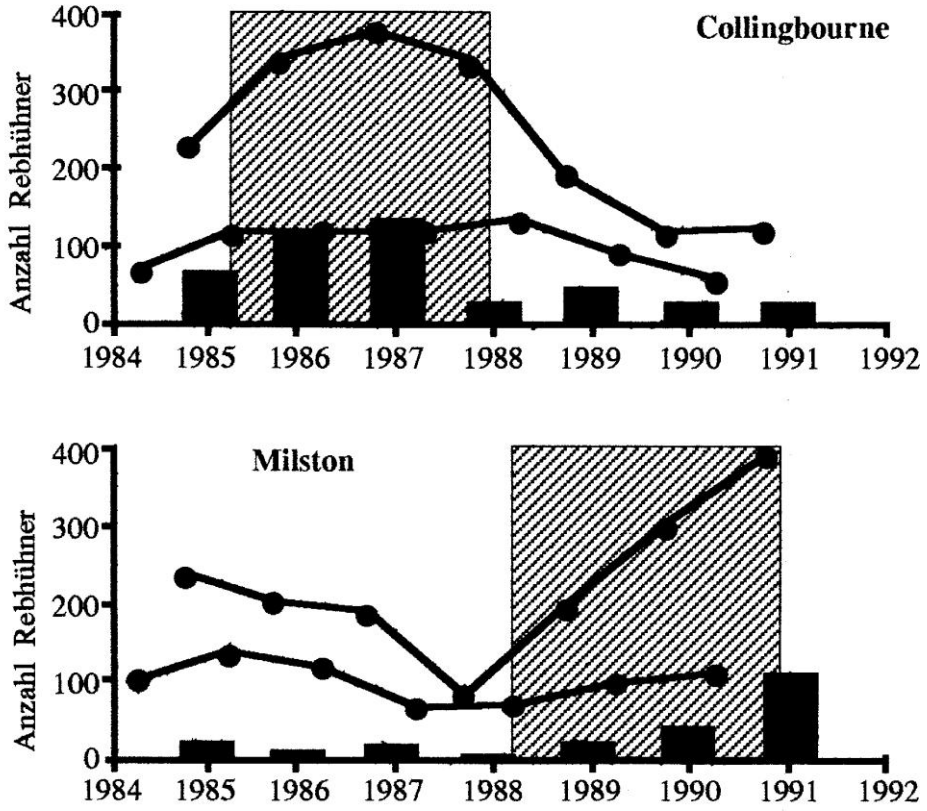
- In allen Jahren hatte die Kontrollfläche deutlich mehr Rebhuhnbruten als die Nullfläche.
- Sobald die Räuberkontrolle auf einer der Versuchsflächen einsetzte, verdoppelte bzw. verdreifachte sich die Zahl der Rebhuhnpaare, die erfolgreich Junge aufzogen. Ohne Prädationskontrolle fiel der Bruterfolg auf weniger als 40 % des Vorjahres.
- Ebenso signifikant waren die Unterschiede in der Kettenstärke. Diese war auf der Kontrollfläche immer deutlich höher als auf der Nullfläche. Nicht nur, weil die Prädatoren viele Küken erbeuteten, sondern auch weil Zweitgelege nach Verlust des Erstgeleges immer kleiner sind.
- Das Gesamtresultat war eine deutliche Steigerung sowohl des Herbst- als auch des Frühjahrsbesatzes und nicht zuletzt der Rebhuhnstrecken bei Prädationskontrolle.
- Beim Feldhasen wirkte sich die nur auf das Frühjahr begrenzte Räuberkontrolle insofern nicht so deutlich aus, als sich dessen Setzzeit bis in den Spätsommer hinzieht. Dennoch zeigte sich auch hier: auf jeder der beiden Versuchsflächen stieg in jedem Sommer nach Prädationskontrolle die Besatzhöhe des Hasen im Vergleich zum Vorjahr deutlich an.

Ergebnisse eines Freilandexperiments zur Bedeutung des Raubdruckes und zur Wirksamkeit der Räuberkontrolle in einer englischen Kulturlandschaft



Änderungen der Winter-Hasenbesätze in Abhängigkeit von der Beutegreiferkontrolle auf den Versuchsflächen "Collingbourne" und "Milston" der englischen Game Conservancy in Salisbury Plains. Die Linien zeigen die Hasenbesätze. Die schraffierten Flächen bezeichnen die Zeiträume mit Prädationskontrolle (nach TAPPER *et al.* 1991).

Ergebnisse eines Freilandexperiments zur Bedeutung des Raubdruckes und zur Wirksamkeit der Räuberkontrolle in einer englischen Kulturlandschaft



GUTHÖRL 1995, nach TAPPER et al. 1991

Änderungen der Besatzhöhe von Rebhühnern in Abhängigkeit von der Räuberkontrolle auf den Versuchsflächen "Collingbourne" und "Milston" der englischen Game Conservancy in Salisbury Plains. Die untere Linie steht jeweils für den Frühjahrsbesatz, die obere Linie für den Septemberbesatz. Die Balken bezeichnen die Jagdstrecken, die schraffierten Flächen zeigen die Zeiträume mit Prädationskontrolle (nach TAPPER *et al.* 1991).

Die Ergebnisse der englischen Freilandexperimente sollten eigentlich auch Zweifler von der großen Bedeutung des Raubdruckes in der Realität europäischer Kulturlandschaften überzeugen. Doch manche Kritiker der proaktiven Prädationskontrolle meinen, wenn der Lebensraum insgesamt besser sei, dann hätten Raubtiere ebenfalls keinen gravierenden Einfluss mehr auf den Bestand ihrer Beute. - Nicht Prädationskontrolle, sondern "Biotopverbesserung" und „Renaturierung“ seien daher eine bessere, weil nachhaltigere Strategie für Artenschutz und Erhaltung der "Biodiversität" in der Kulturlandschaft.

Hier sei zunächst einmal von der Frage abgesehen, inwieweit bestimmte Hegemaßnahmen, "Biotopverbesserungen" oder „Renaturierung“ in dicht besiedelten, infrastrukturell zerschnittenen und landwirtschaftlich intensiv genutzten Kulturlandschaften *großräumig* überhaupt realisierbar sind. Und weiter unten wird dargelegt, dass "Biotopverbesserung" ohne Kontrolle des Raubdruckes sich sogar negativ auf den Artenreichtum auswirken kann.

Zweifellos ist die Prädation nicht der einzige Einflussfaktor auf Beutetiere in ihrem Lebensraum. Wie stark sich der Raubdruck auf einen Wildtierbestand letztendlich auswirkt, hängt in der Tat von der Lebensraumqualität in ihrer Gesamtheit ab - und vom speziellen Umfeld am jeweiligen Standort. Auch innerhalb eines Lebensraumes (lokales Ökosystem) schwankt die Bedeutung des Raubdruckes mit veränderlichen Ökofaktoren wie dem jahreszeitlich unterschiedlichen Angebot an Nahrung und Deckung oder der Witterung. So kann Prädation im selben Lebensraum zeitweise nur geringe Bedeutung haben, dann aber auch für längere Zeit dominant werden. Auch hier liefern die Ergebnisse der Wildforschung aufschlussreiche Einblicke in die ökologischen Zusammenhänge.

Die dynamischen Populationsschwankungen von Kaninchen werden u.a. durch Äsungsverfügbarkeit, Witterungsereignisse, Seuchen und Prädation gesteuert

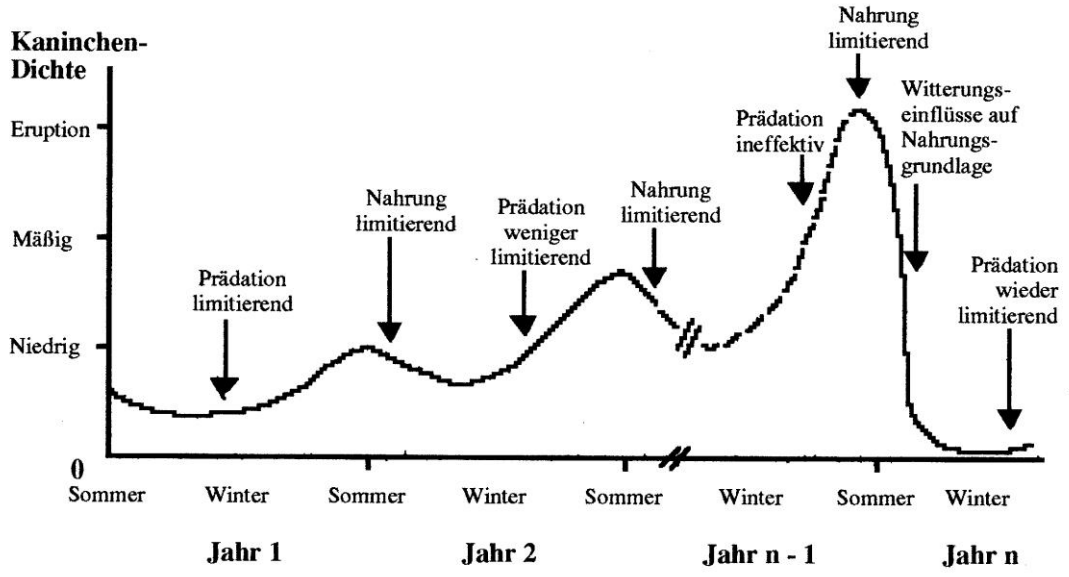
Im Laufe ihrer eigenen, langjährigen Forschungsarbeiten in Kanada und Australien, sowie im Vergleich mit den Ergebnissen ähnlicher Freilanduntersuchungen in anderen Teilen der Welt, hatten u.a. KEITH *et al.* (1984) sowie NEWSOME *et al.* (1989) das ökologische Phänomen der sog. „Prädationsgrube“ immer wieder beobachtet:

- Opportunistische Beutegreifer halten manche ihrer Beutepopulationen nach einem Bestandszusammenbruch aufgrund von extremen Lebensraumereignissen (z.B. Dürre oder harter Winter) längere Zeit auf sehr niedrigem Niveau, selbst wenn die Lebensbedingungen hinsichtlich Nahrung, Deckung, Brutplätze und Witterung eigentlich wieder optimal geworden sind: Der Beutetierbestand steckt dann in einer sogenannten „Prädationsfalle“ bzw. „Prädationsgrube“ (predation pit).

„Umfeldmodulierte Prädation“ und „Prädationsgrab“

Durch gezielte Freilandexperimente in Australien erforschten NEWSOME *et al.* (1989) sodann die ökologischen Hintergründe jener häufigen Erscheinung. Die Gesamtresultate wurden schließlich in dem ökologischen Modell für "Umfeldmodulierte Prädation" zusammengefasst.

Ökologisches Modell für Umfeldmodulierte Prädation



"Umfeldmodulierte Prädation": Ein ökologisches Modell für die veränderliche Bedeutung von Witterungseinflüssen, Nahrungsgrundlage und Prädation während des allmählichen Aufbaus, der Bestandseruption, des Zusammenbruchs und des Populationstiefs von Kaninchenbeständen unter semiariden Klimabedingungen in Australien (nach NEWSOME *et al.* 1989).

Erläuterung: Das Modell zeigt auf der Abszisse die Zeitskala von Jahr 1 bis Jahr n sowie eine Einteilung in Sommer (Vegetationsperiode) und Winter (Trockenzeit). Auf der Ordinate ist die Kaninchendichte in den Klassen "Niedrig", "Mäßig" und "Eruption" aufgetragen.

Die Modellpopulation ist im ersten Jahr niedrig, während der Trockenzeit wird sie aufgrund hohen Prädationsdruckes weiter dezimiert.

In der folgenden Vegetationsperiode wächst die Population etwas an, aufgrund der niedrigen Ausgangsdichte und des hohen Prädationsdruckes bleibt die Dichte aber noch relativ niedrig. Zu Beginn des Winters wird die Nahrung dann wieder zu einem limitierenden Faktor, allerdings kommt die Population mit insgesamt höherer Individuenzahl über den Winter und in die nächste Vegetationsperiode.

Die Prädation ist im zweiten Jahr immer noch ein wesentlicher limitierender Faktor, aufgrund der etwas höheren Populationsdichte des Beutetiers aber nicht mehr so stark wie im Vorjahr. So kann sich die Beutetierpopulation in der folgenden Vegetationsperiode bis auf mäßige Dichten vermehren.

In den Folgejahren sind die Prädatoren dann immer weniger in der Lage, die Beutetiere zu reduzieren, weil deren Dichte und damit auch ihre Vermehrungsrate schneller anwachsen als die der Räuber. Die Kaninchenpopulation kann sich dann eruptionsartig vermehren, bis eine Dürreperiode und der damit verbundene Nahrungsmangel zum Zusammenbruch der Population führen.

Aus diesem Bestandstief können die Kaninchen sich wegen des Raubdruckes nicht erholen, auch wenn sich die Nahrungsgrundlage wieder gebessert hat. Das Beutetier hat nur eine Chance, aus dieser ökologischen "**Prädationsfalle**" (predation pit) zu entkommen, wenn der Räuber aufgrund von Nahrungsmangel aus dem Gebiet abwandern muß, wenn attraktivere Ausweichbeute als die ursprüngliche Beutetierart plötzlich im Überfluß zur Verfügung steht, oder wenn die übrigen Lebensbedingungen für die Beutetierart über eine längere Zeitspanne hinweg außergewöhnlich gut werden.

Im Falle des Kaninchens in einem australischen Untersuchungsgebiet war letztere Situation dann gegeben, wenn besonders gute Regenzeiten verlängerte Vegetationsperioden bewirkten. Die vermehrungsfreudigen Kaninchen konnten sich dann nämlich mit größerer Geschwindigkeit vermehren als die Räuber, in diesem Falle Füchse und verwilderte Hauskatzen. Zu analogen Ergebnissen kamen u.a. auch KEITH *et al.* (1984) in borealen Lebensräumen Kanadas.

Dieses ökologische Konzept für „Umfeldmodulierte Prädation“ liefert uns nun eine anschauliche Erklärungsgrundlage für die gegenwärtig vorherrschenden Beziehungen von Nahrungsgeneralisten, opportunistischen Räubern und manchen Beutetierarten in den Zivilisationslandschaften Europas:

• Die negativen ökologischen Umfeldfaktoren, welche manche Beutetierarten in ein Bestandspessimum gezwungen haben bzw. dahin bringen könnten, sind in Europa weniger Trockenheit oder Dürre (in den mediterranen Ländern allerdings), sondern strenge, schneereiche Winter und/oder feuchtkalte Witterungsperioden zur Brut- und Aufzuchtzeit, toxische Einleitungen in Gewässer, sowie kurz- oder längerfristige anthropogene Eingriffe in den Wildlebensraum durch die intensive Land- und Forstwirtschaft oder größere Bau- und Entwicklungsprojekte.

• Viele Beutetierarten sind zweifellos in einem derartigen Bestandstief. Die primären Ursachen dafür sind wohl sehr unterschiedlich: u.a. Bindung an sehr spezielle Lebensraumtypen, die nur noch lokal vorhanden sind (z.B. Rauhfusshühner, Äsche), Pestizideinsatz sowie allgemein schlechtere Äsungs- und Deckungsverhältnisse in der Feldflur (Rebhuhn), Witterungsereignisse wie strenge Schneewinter und nasskaltes Frühjahrswetter (Hase) - und nicht zuletzt hoher Gesamtraubdruck.

• Anpassungsfähigen und mobilen Beuteopportunisten und Nahrungsgeneralisten hingegen bieten die typischen Stadt-, Erholungs- und Agrarlandschaften eine unnatürlich reiche Nahrungsgrundlage, u.a. in Form von Wanderratten, Stadt- und Ringeltauben im urbanen Raum, Stockenten, Bläßrallen und Weißfischen auf und in hypertrophen Gewässern, Fallwild, Speiseresten und Abfällen an Straßenrändern, Wegen und Rastplätzen, Komposthaufen in Ökogärten, Mäuse, Mist und Gülle in der Feldflur - und nicht zuletzt zusätzliche Wildtierfütterung durch ignorante „Tierfreunde“.

• Das anhaltend hohe Nahrungsangebot für Beuteopportunisten und Nahrungsgeneralisten in der Kulturlandschaft führt zu unnatürlich hohen Räuberdichten. Dies bewirkt einen *permanent hohen Gesamtraubdruck*. - Die ökologischen Folgen in Bezug auf diesen extremen Prädationsdruck sind für alle Arten im Bestandspessimum grundsätzlich die gleichen:

• Alle Beutetierarten, die in ein Bestandstief rutschen - gleich aus welchem Grunde - geraten zugleich in die ökologische Prädationsgrube („predation pit“) und sitzen dort *permanent* fest. Sie werden von anpassungsfähigen und häufigen Räubern bzw. Nahrungsgeneralisten in ihrem Bestand dauerhaft niedrig gehalten; lokale Reliktvorkommen werden durch die Prädation sogar eliminiert.

• In den naturfernen, wildartenarmen und nährstoffüberfrachteten Zivilisationslandschaften EU-Europas wird die Prädationsgrube somit zur *Endstation*! - Denn solange den anpassungsfähigen Räubern reiche Ernährungsalternativen und Nahrungsquellen in Form von euryöken Kulturfolgern, ubiquitärem Zivilisationsmüll *etc.* verfügbar sind, nehmen sie im Bestand nicht ab (wenn sie denn nicht durch Seuchen oder drastische Eingriffe dezimiert werden). Selbst wenn einzelne Beutetierarten aufgrund der Prädation verschwinden, der Gesamtraubdruck bleibt permanent hoch - und immer mehr stenöke Beutetierarten enden früher oder später im „*Prädationsgrab*“.

• Selbst manche Beutegreifer, die relativ anpassungsfähig und gegenwärtig noch ziemlich häufig sind, könnten letztlich in diesem "*Prädationsgrab*" enden, wenn sie in einem mehr oder weniger zufällig verursachten Bestandspessimum dann plötzlich von noch anpassungsfähigeren und konkurrenzkräftigeren Generalisten dominiert werden …

Die Analysen der ökologischen Grundlagenforschung und der angewandten Ökosystemforschung fügen sich zu einem Gesamtbild: Unsere landschaftsökologische Synthese ist nicht nur zulässig, sondern im Interesse der Biodiversitätshege, also Erhaltung und Förderung der regionaltypischen Wildartenvielfalt in der europäischen Kulturlandschaft, zwingend geworden!

Lebensraumverbesserung und Raubdruck

Zweifellos haben sich die Lebensbedingungen in ihrer Gesamtheit für viele ehemals häufige Wildtierarten der europäischen Kulturlandschaften in den letzten Jahrzehnten verschlechtert. Die Intensivierung der Landwirtschaft beispielsweise hat zur Zerstörung der Brut-, Deckungs- und Nahrungsgrundlagen des Niederwildes und anderer Lebewesen der Feldflur erheblich beigetragen. Wanderfische sind in zahlreichen Flußsystemen nicht wegen des Kormorans, sondern als Folge der Verbauung und Verschmutzung der Gewässer fast verschwunden bzw. abhängig von Besatzhege.

Doch warum sind viele Beutetierarten auch in den weniger intensiv genutzten Lebensräumen mit nach wie vor günstigen Habitatstrukturen zurückgegangen? Wieso wirken sich auch umfangreiche Renaturierungen oder Hegemaßnahmen zur Verbesserung von Äsung, Deckung, Vegetations- oder Gewässerstruktur kaum positiv aus? Und weshalb kommen alle wissenschaftlichen und praktischen Freilandversuche mit wirksamer Prädationskontrolle in der "ausgeräumten Landschaft" zum gleichen Ergebnis: drastischer Anstieg *aller* Beutetierbestände und größere Artenvielfalt nach Reduktion des Raubdruckes? - Auch hier liefert die wildökologische Forschung klare Antworten:

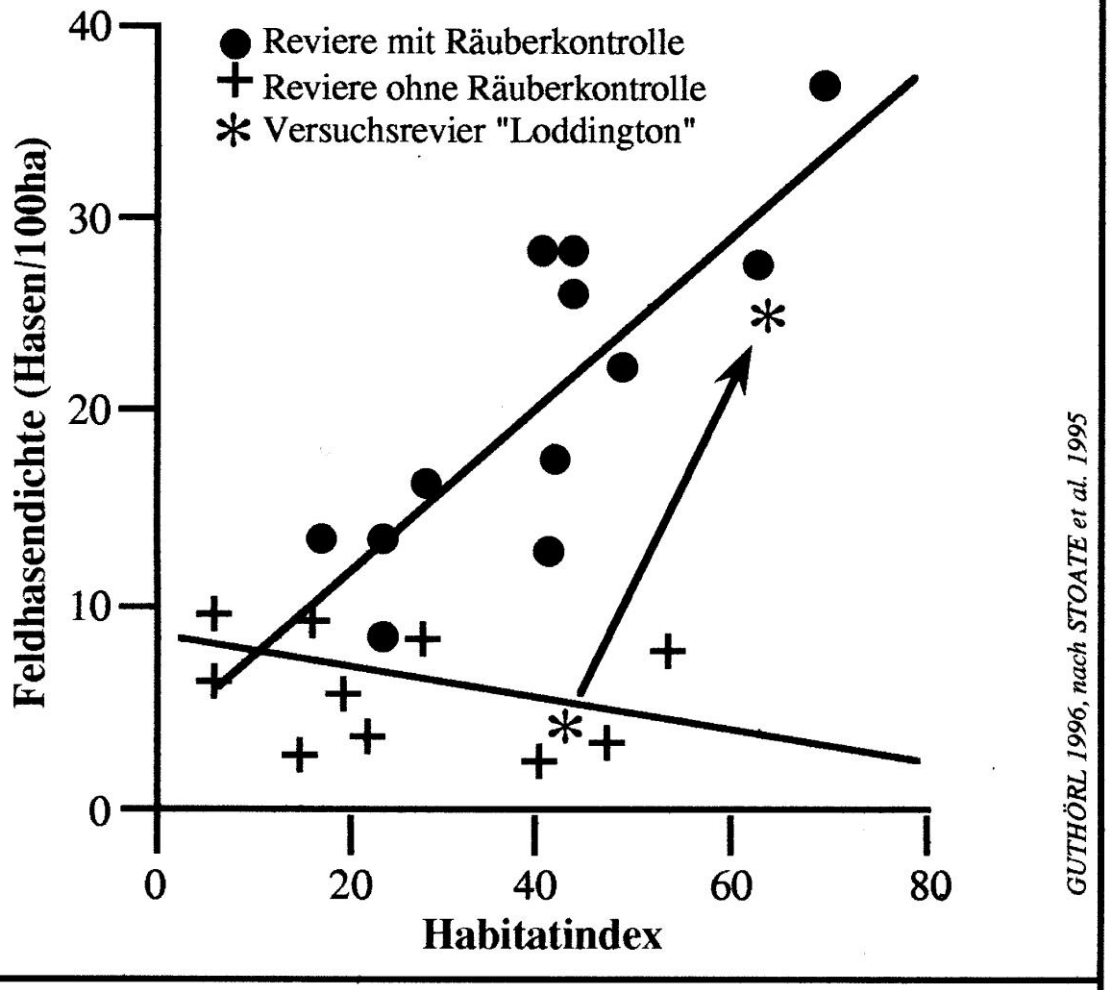
STOATE, WAKEHAM-DAWSON & TAPPER (1995) untersuchten rund zwei Dutzend Farmen in Südengland auf ihre Lebensraumgüte für den Feldhasen. Wesentliche Ökofaktoren wie Äsung, Deckung, Schlaggröße und Grenzlinienlänge wurden in einem Index für die Lebensraumgüte (Habitatindex) zusammengefasst. Farmen mit insgesamt ungünstigem Lebensraum für den Feldhasen bekamen einen niedrigen Habitatindex (< 40), guten Hasenbiotopen wurde ein hoher Index (> 40) zugeordnet.

Dann zählten die Wissenschaftler die Besätze. Doch die Ergebnisse der Hasenzählung waren zunächst ziemlich verwirrend: in Revieren mit reichlich Äsung und günstigen Deckungs- und Vegetationsstrukturen waren die Hasenbesätze z.T. deutlich schlechter als in "ausgeräumten" Revieren mit großflächiger Landwirtschaft. - Sollten denn sämtliche bisherigen Erkenntnisse über die Lebensraumansprüche des Feldhasen falsch sein?

Erst als die unterschiedliche Intensität der Räuberkontrolle auf den Farmen als Lebensraumfaktor in die Analyse mit einbezogen wurde, konnte das Rätsel gelöst werden: nur in den Revieren mit Räuberkontrolle korrelierte die Feldhasendichte positiv mit dem Habitatindex. - Die Farmen mit gutem Hasenbiotop *und* Räuberkontrolle hatten die besten Hasenbesätze.

In Revieren ohne Räuberkontrolle hingegen war die Korrelation genau umgekehrt: die Reviere mit dem besten Hasenbiotopen hatten die niedrigsten Hasenbesätze; je besser die Äsungs- und Deckungsbedingungen für den Feldhasen sind, desto besser ist die Deckung offenbar auch für die jagenden Räuber.

Um diese Erkenntnisse weiter abzusichern, wurde nun noch ein Experiment durchgeführt. Hierzu wurde ein Gebiet mit mittelmäßigem Habitatindex und sehr geringem Hasenbesatz ausgewählt, wo zuvor überhaupt keine Räuberkontrolle durchgeführt worden war (Revier "Loddington"). Dort setzte Prädationskontrolle ein, und zwar konzentrierte man sich auf den Fuchs. Eindeutiges Ergebnis: in kurzer Zeit wuchs der Hasenbesatz drastisch; "Loddington" wurde zu einem der besten Hasenreviere!



Zusammenhänge zwischen Feldhasendichte, Lebensraumqualität und Prädationskontrolle in südenglischen Revieren (Privatfarmen). Der Habitatindex ermittelt sich aus mehreren Lebensraumfaktoren, die für den Feldhasen in der Kulturlandschaft wichtig sind, u.a. Äsung, Deckung und Grenzlinienlänge. In den Revieren mit Prädationskontrolle wächst die Hasendichte mit dem Habitatindex an. In den Revieren ohne Räuberkontrolle haben bessere Habitatqualität bzw. andere Hegemaßnahmen hingegen keinen positiven Einfluß auf die Hasendichte. Im Versuchsrevier "Loddington" bewirkte einsetzende Räuberkontrolle einen drastischen Anstieg der Hasendichte (nach STOATE, WAKEHAM-DAWSON & TAPPER 1995).

Die wesentlichen Ergebnisse des *naturwissenschaftlichen* Öko-Experiments in zwei Sätzen:

• Wo in der Feldflur ohne weitere Maßnahmen nur die Füchse reduziert werden, da steigt der Hasenbesatz deutlich an.

• Ohne Prädationskontrolle hingegen haben alle anderen Maßnahmen zur Verbesserung des Wildlebensraumes nur geringe Auswirkungen; sie können sich sogar negativ auswirken!

Wer reichlich Hasen „ernten“ will …

… der muss die Füchse „kurzhalten“!

Zu ähnlichen Ergebnissen waren andere Wissenschaftler nach langjährigen Forschungen beim Rebhuhn gekommen (POTTS 1980, 1986). Die gesammelten Daten aus Freilandversuchen waren so umfangreich, dass AEBISCHER (1991) die Verhältnisse in der freien Landschaft schließlich sogar in einem Computermodell simulieren konnte:

• Wo die in EU-Europa übliche industrielle Landwirtschaft stattfindet und keine Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung durchgeführt werden, da sind sowohl Frühjahrspaardichten als auch Rebhuhnstrecken gering. Wenn überhaupt auf Rebhühner gejagt wird, dann dürfen nicht mehr als 20% des Herbstbesatzes erlegt werden, um den Frühjahrsbesatz nicht zu gefährden.

• Wo auf den Einsatz von Herbiziden verzichtet wird, da wird die Äsung in Form von Wildkräutern und Kerbtieren zwar deutlich besser, doch die Rebhuhnbesätze steigen nur wenig an. Immerhin wächst der Frühjahrsbesatz um etwa ein Drittel. Die Jagd kann dann rund 40% des Herbstbesatzes entnehmen, ohne den Rebhuhnbestand zu gefährden.

• Wenn neben Verzicht auf Herbizide auch noch die Brutdeckung verbessert wird, dann steigt der Frühjahrsbesatz auf rund das Dreifache des Ausgangsbestandes. Nun können rund 50% des Herbstbesatzes nachhaltig geschossen werden.

• Doch die Lebensraumverbesserungen für das Rebhuhn werden erst vollständig, wenn man außer Äsung und Brutdeckung auch noch den Raubdruck durch intensive Prädationskontrolle gezielt beeinflusst. Die Frühjahrsdichte kann dadurch auf das *Zehnfache* des Ausgangsbestandes wachsen!

• Selbst wenn das Rebhuhn dann intensiv bejagt wird und jährlich rund 50% des Herbstbesatzes geschossen werden, dann sind die Frühjahrsbesätze noch fünfmal so hoch wie in der Ausgangssituation ohne jegliche Hege.

• Die Rebhuhnbesätze im Frühjahr (!) sind bei intensiver Wildhege (incl. Räuberkontrolle) *und* intensiver Bejagung im Herbst immer noch doppelt so hoch, als wenn nur die Äsung und Brutdeckung verbessert würden und die Jagd auf Räuber und Rebhuhn gänzlich eingestellt würde!

Im speziellen Kontext unserer früheren Studie zum Verhältnis Kormoranfraß / Fischbestände (GUTHÖRL 2006) sei schließlich darauf aufmerksam gemacht, dass naturnaher und strukturreicher Zustand von Gewässern die Fischbestände nicht vor existenzbedrohlichem Kormoranfraß schützt, wenn die Präsenz des gefiederten Fischers unnatürlich hoch ist (vgl. u.a. BUS 1987; BUWAL 1992, 1995; SCHNEIDER & KORTE 2004; SCHNEIDER 2005).

Raubdruck und Biodiversität

Noch immer werden "Biotopzerstörung" oder "Habitatverschlechterung" meist pauschal als Hauptursachen der Artenverarmung in der Feldflur, der Populationsrückgänge beim Niederwild oder Einbrüchen von Fischbeständen und Fischereierträgen genannt. Richtig daran ist zwar, dass keine Tierart die Grenzen ihres Lebensraums auf Dauer überschreiten kann. Doch "Biotop" oder "Habitat" bestehen eben - entgegen verbreiteter Auffassung - nicht nur aus abiotischen Faktoren und der Vegetationsstruktur eines Lebensraumes. Auch andere Tierarten beeinflussen als Konkurrenten oder Prädatoren die Qualität des Habitats für eine bestimmte Art oder Population.

Werden Lebensräume in der Feldflur durch "Trittsteinbiotope" oder Heckenstreifen "vernetzt", dann sind diese Hegeflächen zugleich Deckung und Leitlinien für die opportunistischen Räuber. Gleiches gilt für Naturschutzgebiete, die wie biogeographische Inseln in intensiv kultiviertem Umland liegen. Nicht selten werden solche Rückzugsgebiete dadurch zu regelrechten Fallen für gefährdete Arten. - Ein neuer Heckenstreifen durch eine Wiese kann das Ende für die letzten Brachvögel oder Rebhühner sein, weil der jagende Habicht ihn geschickt als Leitlinie und Deckung nutzt. Ein allgemeines Jagdverbot in einem Naturschutzgebiet kann das Todesurteil für einen Birkwildbestand bedeuten, weil das Gebiet nun auch zum Refugium für Wildschwein, Fuchs, Dachs, Habicht und Rabenvögel wird. - Eine ungestört wachsende Kormorankolonie in einem streng geschützten Vogelschutzreservat verdrängt seltene Brutvogelarten, zerstört die Ufervegetation und gefährdet die Bestände bedrohter Fischarten in den Gewässern der Umgebung, selbst wenn diese naturnah und strukturreich sind.

- In den Ökosystemen unserer Kulturlandschaften ist der unnatürlich hohe Raubdruck, der von anpassungsfähigen Beuteopportunisten und Nahrungsgeneralisten, also den "Gewinnern des Landschaftswandels" ausgeht, zum wesentlichen Bestimmungsfaktor für die Populationsdichten vieler Beutetierarten und die Artenvielfalt geworden. Das Nahrungs-, Deckungs- und Brutpotential der Lebensräume ließe bei geringerem Prädationsdruck oft wesentlich höhere Wild- bzw. Fischbestände und größeren Artenreichtum zu.
- Sowohl aus der Sicht des Artenschutzes, im Interesse der Erhaltung und Förderung der Biodiversität wie auch im Sinne von Wildhege, Jagd und Fischerei sind Maßnahmen zur allgemeinen Lebensraumverbesserung, z.B. Reduktion der Umweltverschmutzung, mäßiger Pestizideinsatz, Abbau von Wanderbarrieren, Schaffung von Äsungs- und Deckungsflächen, Brutmöglichkeiten oder Ruhezonen, grundsätzlich zu begrüßen. In der Kulturlandschaft können sie die Kontrolle des Raubdruckes aber nicht ersetzen. - Nur zusammen mit Prädationskontrolle werden andere Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraumes erst wirksam!
- Nach den Forschungsergebnissen der jüngsten Zeit kann der Prädationsdruck alle anderen ökologischen Negativfaktoren für das Niederwild, Fischbestände und andere Beutetiere noch übertreffen. Günstige Habitatfaktoren, gute Ernährungsbedingungen oder Brutmöglichkeiten können sich unter solchen Umständen nicht positiv auswirken.
- Durch kategorische Schutzmaßnahmen und Lebensraumgestaltung kann die Bestandssituation seltener, gefährdeter oder bedrohter Wildarten nicht verbessert werden, solange dies auch manchen ihrer Raubfeinde, nämlich den Beuteopportunisten und Nahrungsgeneralisten, zugutekommt.
- Die überragende Bedeutung der Prädation für die Entwicklung von Niederwildpopulationen, Fischbeständen und ganzer Artengemeinschaften in der heutigen Kulturlandschaft wird nicht nur erheblich unterschätzt, von manchen weltanschaulich fixierten Gegnern traditioneller Jagd, Angelfischerei und Hege (welche Räuberkontrolle beinhalten) wird sie darüber hinaus bewusst und systematisch geleugnet - zum Schaden nicht nur der Jagd und Fischerei, sondern auch des klassischen Artenschutzes, der Biodiversität und der landeskulturellen Vielfalt!

Räuber, Jäger und Fischer

Der kritische Leser wird sich nun fragen, wenn der Einfluss des tierischen Räubers schon so gravierend ist, dann müsste der menschliche Jäger doch noch viel Schlimmeres anrichten. Zumal ihm Schusswaffen, Fallen, moderne Angel- und Fischereiausrüstung sowie allerlei andere technische Hilfsmittel zur Verfügung stehen. - Für die wenigen Naturlandschaften auf unserer Erde, in denen noch primitive Jäger und Sammler leben, gilt dieser Einwand gewiss. Und zwar dann, wenn diese archaischen Jäger und Fischer durch Kontakt mit der Zivilisation unverhofft Zugang zu Stahldraht für Schlingen, modernen Schnellfeuerwaffen oder Sprengstoff zum „Dynamitfischen“ bekommen. - In den europäischen Kulturlandschaften gibt es jedoch ganz wesentliche Unterschiede zwischen dem tierischen Räuber und dem kultivierten Jäger bzw. Angler, der zugleich auch zivilisierter Mensch, Heger und Waidmann ist:

- Der Räuber jagt, *weil er Hunger hat*.
  - Jäger oder Angler hingegen sind satt.
- Der Räuber jagt *ganzjährig*.
  - Jäger und Fischer kennen Schonzeiten.
- Der Räuber jagt *nur in der Gegenwart*.
  - Heger denken an die Zukunft (Nachhaltigkeit!).
- Der Räuber jagt *ohne Moral und Gesetz*.
  - Zivilisierte Waidmänner jagen und fischen verantwortungsbewusst.

Die vernünftige, nachhaltige und verantwortungsbewusste Jagd und Fischerei, der Schutz und die Förderung des Wildes und seiner Lebensräume unterscheiden den kultivierten Jäger, Angler und Fischer vom tierischen Räuber. Die Begriffe Waidgerechtigkeit, Fischgerechtigkeit und Hege gehören seit Jahrhunderten zu den Grundfesten der deutschen Jagd und Fischwaid, mit entsprechenden Regelungen in der Gesetzgebung sowie im ungeschriebenen Brauchtum. Ähnlich ist es in anderen Kulturräumen Europas (vgl. EBCD 1994; POTTS et al. 1991). - Wäre dies nicht so, dann gäbe es schon lange keine jagdbaren Wildarten mehr in den intensiv genutzten, naturfernen Zivilisationslandschaften Europas.

In Naturlandschaften hat der tierische Räuber wesentliche Regulationsfunktionen; er übt sie unbewusst aus. In der veränderten Umwelt der Kulturlandschaft können diese natürlichen Funktionen der Prädation jedoch zur ernsten Bedrohung für Ökosysteme, Artenvielfalt, Land- und Gewässernutzung und/oder die Landeskultur als Gesamtheit werden.

Wenn seltene Wildarten, die regionaltypische Biodiversität oder Landschaftsökosysteme, die nachhaltige Land- oder Gewässernutzung und/oder wesentliche Elemente der Landeskultur durch Raubdruck gefährdet werden, der von „Gewinnern“ des Kulturlandschaftswandels ausgeht, dann sollte übermäßiger Prädationsdruck durch bewusste und gezielte Eingriffe des vernünftigen Menschen entweder reduziert oder ersetzt, jedenfalls kontrolliert werden, sei es durch die traditionelle „Hege mit Flinte, Büchse und Falle“ - oder durch effizientere technische Mittel …

Vom „Mümmelmann“ zur „hasendaemmerung@wildbahn.eu?

Zwei Schlitzohren mit Beute: Prächtiges Stillleben für traditionelle Niederwildjäger, noch stets Selbstverständlichkeit für bodenständige Bauern, aber höchst fragwürdige Praxis für urbane Naturschützer, Provokation für EU-Veterinärbeamte und Lebensmittelhygieniker, Horror für postmoderne Tierrechtler …

Biogeographisch betrachtet ist diese bunte Strecke an einem von der EU-Agrarindustrie beackerten Standort ein Bioindikator und zugleich ein symbolischer Lohn für ökosystembewusste Wildhege durch pro-aktive Lebensraum-gestaltung: mittels Traktor und Wildkrautsaat, pestizidfreier Feldraine, Pflanzspaten, Flinte und Falle …

Seit der passionierte Jäger, Naturschützer und Tierfreund Hermann Löns vor einem Jahrhundert durchaus jagdkritisch den „Mümmelmann“ besungen, die „Hasendämmerung“ beschworen und das „Raubzeug“ geadelt hat, gab es bemerkenswerte Konstanten, aber auch signifikante Paradigmenwechsel im deutschen Waidwerk …

Ist die Jagd heutzutage nur noch atavistisches Hobby einer exzentrischen Minderheit - oder in ihrer Ausprägung als vernünftiges Waidwerk ein ökologisch, ökonomisch und sozial fundiertes Zukunftsmodell für die Integration von nachhaltiger Landnutzung und landschaftsgerechter Wildhaltung in den ländlichen Räumen EU-Europas?

Zitierte Literatur

AEBISCHER N.J. 1991: Sustainable Yields: Gamebirds as a Harvestable Resource. Gibier Faune Sauvage. Vol.8(numéro spécial):335-351.

AEBISCHER N.J. 1992: The paradox of Wise Use: How to increase Partridge numbers by shooting. The Game Conservancy. Annual Review for 1991. No.23:35-37. The Game Conservancy, Fordingbridge, Hampshire SP6 1EF, England.

BUS = Bundesamt für Umweltschutz 1987: Kormoran und Fischerei. Schriftenreihe Fischerei 47. Bern.

BUWAL = Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.) 1992: Grundlagenberichte zum Thema Kormoran und Fische. Schriftenreihe Fischerei 50. Bern.

BUWAL = Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.) 1995: Kormoran und Fische. Schriftenreihe Umwelt 242. Bern.

EBCD = European Bureau for Conservation and Development 1994: Responsible Wildlife Resource Management: balancing biological, economic, cultural and moral considerations. Proceedings of the conference held in the European Parliament, Brussels 29-30 November 1993. Brüssel.

GUTHÖRL V. 2006: Zum Einfluß des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fischbestände und aquatische Ökosysteme - Fakten, Konflikte und Perspektiven für kulturlandschaftsgerechte Wildhaltung. Les éditions - Wildland Weltweit - Verlag. Rolbing. France. - Mit umfassenden Literaturreferenzen zur Thematik!

GUTHÖRL V. & H. KALCHREUTER 1995: Zum Einfluß des Fuchses auf das Vorkommen des Feldhasen. Informationen aus der Wildforschung. Verlag Dieter Hoffmann. Mainz.

HOLLDACK K. & W. GERSS 1988: Die Bedeutung des Arterhaltungswertes (AEW) für die Bewertung der Prädation. Z. Jagdwiss. 34:205-211.

KEITH L.B., CARY J.R., RONGSTAD O.J. & M.C. BRITTINGHAM 1984: Demography and Ecology of a Declining Snowshoe Hare Population. Wildlife Monographs No. 90. Supplement to The Journal of Wildlife Management, Vol. 48(3), July 1984.

MARCSTRÖM V., KEITH L.B., ENGREN E. & J.R. CARY 1989: Demographic responses of Arctic Hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of Red Foxes (*Vulpes vulpes*) and Martens (*Martes martes*). Can. J. Zool. 67:658-668.

NEWSOME A.E., PARER I. & P.C. CATLING 1989: Prolonged Prey Suppression by Carnivores - Predator-Removal Experiments. Oecologia 78:458-467.

POTTS R. 1980: The Effects of Modern Agriculture, Nest Predation and Game Management on the Population Ecology of Partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). Adv. Ecol. Research 11:1-79.

POTTS R. 1986: The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation. Collins. London.

POTTS G.R., LECOQ Y., SWIFT J. & P. HAVET (eds) 1991: Proceedings of the International Conference "Wise Use as a Conservation Strategie", Brussels, 06.12.1991. 422 pp.

REYNOLDS J. & S. TAPPER 1989: Foxes and Hares. The Game Conservancy Review of 1988:98-101.

SCHNEIDER J. 2005: Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister in 2004/2005. Typoskript. Büro für fisch- und gewässerökologische Studien – BFS. Frankfurt a.M..

SCHNEIDER J. & E. KORTE 2004: Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister in 2004/2005. Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsbehörde Nord. Frankfurt a.M..

SPITTLER H. 1976: Zum Einfluß des Raubwildes auf den Hasenbesatz. S. 149-151 in: PIELOWSKI Z. & Z. PUCEK (Eds): Ecology and Management of European Hare Populations. Proceedings of an International Symposium held in Poznan on December 23-24, 1974.

STOATE Ch., WAKEHAM-DAWSON A. & S. TAPPER 1995: Farmland Predation and Mammals. The Game Conservancy Review of 1994: 107-110. The Game Conservancy, Fordingbridge, Hampshire SP6 1EF, England.

TAPPER S., BROCKLESS M. & R. POTTS 1991: The Salisbury Plain Predation Experiment: The Conclusion. The Game Conservancy Review of 1990:87-91. The Game Conservancy, Fordingbridge, Hampshire SP6 1EF, England.

TAPPER S., POTTS R., REYNOLDS J., STOATE Ch. & M. BROCKLESS 1990: The Salisbury Plain Experiment - Year Six. The Game Conservancy Review of 1989:42-47.

TAPPER S., REYNOLDS J., BROCKLESS M. & R. POTTS 1989: Predators and Game: The Salisbury Plain Experiment. The Game Conservancy Review of 1988:102-106.

Weitere Referenzen

ÅBILGARD F., ANDERSEN J. & O. BARNDORFF-NIELSEN 1972: The Hare Population (*Lepus europaeus* Pallas) of Illumø Island, Denmark. A Report on the Analysis of the Data from 1957-1970. Danish Review of Game Biology 6(5). Kalø, Dänemark.

ANDERSEN L. & H. HOERSCHELMANN 1996: Siedlungsdichte, Reviergröße und Bruterfolg von Rabenkrähen (*Corvus c. corone*) in der Großstadtlandschaft Hamburgs. Hamburger avifaun. Beitr. 28:17-42.

ANDERSSON M. & S. ERLINGE 1977: Influence of predation on rodent populations. Oikos 29:591-597.

ANDREN H. 1985: Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. Oikos 45:273-277.

ANDREN H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. Ecology 73:794-804.

ANDREN H. 1995: Effects of habitat edge and patch size on bird nest predation. In: HANSSON L., FAHRIG I. & G. MERRIAM: Mosaic landscapes and ecological process. Chapman and Hall. London.

ANGELSTAM P., LINDSTRÖM E. & P. WIDÉN 1984: Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. Oecologia 62:199-208.

ANGERBJÖRN A. 1989: Mountain Hare Populations on Islands: Effects of Predation by Red Fox. Oecologia 81:335-340.

BALDI A. 2004: Predation of artificial nests in a marshland: site and visibility effects. Ornis Hungarica 14:1-2.

BALSER D.S., DILL H.H. & H.K. NELSON 1968: Effect of Predator Reduction on Waterfowl Nesting Success. J. Wildl. Management 32:669-682.

BAEYENS G. 1981: Magpie breeding success and carrion crow interference. Ardea 69:125-139.

BAINES D. 1990: The role of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. J. Anim. Ecol. 59:915-929.

BAINES D. 1996: The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix*. J. Appl. Ecol. 33(1):45-53.

BAKER P. & S. HARRIS 2006: Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK. Eur. J. Wildl. Res. 52:99-108.

BARKOW A. 2005: Prädation an Singvogelnestern in Hecken. Der Einfluss von Neststandort, Heckenstruktur, Jahreszeit und Prädatoren. Vogelwelt 126:346-352.

BARNES R.& S. TAPPER 1983: Why we have Fewer Hares. The Game Conservancy Annual Review for 1982. No.14:51-61. The Game Conservancy, Fordingbridge, Hampshire SP6 1EF, England.

BARRAS S. et al. 2005: Adaptive management of Double-crested cormorant impacts to habitat, fisheries and rare species in the northwestern United States. 7th Int. Conf. on Cormorants, Villeneuve. Schweiz.

BARTON K. & A. ZALEWSKI 2007: Winter severity limits red fox populations in Eurasia. Glob. Ecol. Biogeogr. 16(3):281-289.

BASSE B., MCLENNAN J. & G. WAKE 1999: Analysis of the impact of stoats, *Mustela erminea*, on northern Brown Kiwi, *Apteryx mantelli*, in New Zealand. Wildlife Research 26(2):227-237.

BATARY P. & A. BALDI 2004: Evidence of an edge effect on avian nest success. Conserv. Biol. 18:389-400.

BATARY P., WINKLER, H. & A. BALDI 2004: Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. J. Ornithol. 145:59-63.

BATTIN J. 2004: When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. Conserv. Biol. 18:1482-1491.

BAYNE E. & K. HOBSON 1997: Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. Conserv. Biol. 11:1418-1429.

BECHARD J. 1978: Effect of vegetation cover on foraging site selection by Swainson`s hawk. Condor 84:153-159.

BEGON M., SAIT S.M. & D.J. THOMPSON 1996: Predator-prey cycles with period shifts between two- and three-species systems. Nature 381:311-315.

BEINTEMA A. & G. MÜSKENS 1987: Nestig success of birds breeding in Dutch agricultural grassland. J. Appl. Ecol. 24:743-758.

BEJA P., GORDINHO L., REINO L., LOUREIRO F., SANTOS-REIS M. & R. BORRALHO 2009: Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. Eur. J. Wildl. Res. 55:227-238.

BELLEBAUM J. 2002: Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland - Eine Übersicht. Ber. Vogelschutz 39:95-117.

BELLEBAUM J. & M. BOSCHERT 2003: Bestimmung von Prädatoren an Nestern von Wiesenlimikolen. Vogelwelt 124:83-91.

BELLEBAUM J. & C. BOCK 2004: Bruterfolge und Gelegeverluste beim Kiebitz *Vanellus vanellus* in Brandenburg. In: Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, S. 79-85

BERG A., LINDBERG T. & K. KALLEBRINK 1992: Hatching success of lapwing on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. J. Anim. Ecol. 61:469-476.

BERGER K. & J. ELLIOT 1986: Dynamics of caribous and wolves in northern British Columbia. Can. J. Zool. 64:1515-1529.

BERGER K., GESE E. & J. BERGER 2008: Indirect effects and traditional tropic cascades: a test involving wolves, coyotes and pronghorn. Ecology 89:818-828.

BERGANN H. & S. KLAUS 1994: Distribution, status and limiting factors of black grouse in central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of re-introductions. Gibier Faune Sauvage 11:99-124.

BOLTON M., TYLER G., SMITH K. & R. BAMFORD 2007: The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. J. Applied Ecology 44:534-544.

BOONSTRA R., HIK D., SINGLETON G. & A. TINNIKOV 1998: The impact of predator-induced stress on the Snowshoe Hare Cycle. Ecology Monographs 79(5):371-394.

BORKENHAGEN P. 1979: Zur Nahrungsökologie streunender Hauskatzen aus dem Stadtbereich Kiel. Z. Säugetierkunde 44:375-383.

BOSCHERT M. 2005: Analyse von Gelegeverlusten beim Großen ‚Brachvogel (*Numenius arquata*) am badischen Oberrhein. Ein Vergleich zwischen 2000 bis 2002 mit früheren Zeiträumen unter besonderer Berücksichtigung der Prädation. Vogelwelt 126.

BOYE P. 1996: Der einfluss neu angesiedelter Säugetierarten auf Lebensgemeinschaften. In: Gebietsfremde Tierarten, S. 279-285. Ecomed Verl., Berlin.

BRADT g. 1949: Farm cat as predator. Michigan Conservation 18:332-342.

BRANDT M. & X. LAMBIN 2005: Summertime activity patterns of common weasels *Mustela nivalis* under differing prey abundances in grassland habitats. Acta theriologica 50(1):67-79.

BREITENMOSER U. 1998: Large predators in the Alps: the fall and rise of man`s competitors. Biological Conservation 83:279-289.

BREITENMOSER U. & CH. BREITENMOSER 2008: Der Luchs. Ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Band I u. II; Salm Verlag. Bern.

BREITENMOSER U. & A. HALLER 1993: Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. J. Wildl. Manag. 55:730-737.

BRESINSKI W. 1976: Weather Conditions vs. European Hare Population Dynamics. S.105-114 in: PIELOWSKI Z. & Z. PUCEK (Eds): Ecology and Management of European Hare Populations. Proceedings of an International Symposium held in Poznan on December 23-24, 1974.

BRUNS H., HÖTKER H., CHRISTIANSEN J., HÄLTERLEIN B. & W. PETER-ANDRESEN 2001: Brutbestände und Bruterfolg von Wiesenvögeln im Beltringharder Koog (Nordfriesland) in Abhängigkeit von Sukzession, Beweidung, Wasserständen und Prädatoren. Corax 18, Sonderheft 2:67-80.

BURKE D., ELLIOTT K., DUNFORD W., PHILIPS N., HOLMES J. & K. FREEMARK 2004: Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. Conserv. Biol. 18:381-388.

BÜTTGER H., THYEN ST. & K.-M. EXO 2006: Nistplatzwahl, Prädation und Schlupferfolg von Rotschenkeln *Tringa totanus* auf der Insel Wangerooge. Vogelwarte 44:123-130.

CARLSON A. & G. HARTMAN 2001: Tropical forest fragmentation and nest predation - an experimental study in an Eastern Are montane forest, Tanzania. Biodivers. Conserv. 10:1077-1085.

CARO T. 2005: Anti-predator defence in mammals and birds. Chicago Univ. Press. Chicago.

CEDERLUND G. & E. LINDSTRÖM 1983: Effects of Severe Winters and Fox Predation on Roe Deer Mortality. Acta Theriologica 28(7):129-145.

CHARLES J. 1972: Territorial behaviour and the limitation of population size in the crow, *Corvus corone* and *Corvus cornix*. Ph.D. Thesis, Aberdeen University.

CHEESEMAN C., MALLINSON P, RYAN J. & J. WILESMITH 1987: Badger population dynamics in a high-density area. Symp. Zool. Soc. Lond. 58:279-294.

CHRISTIAN K., LE VIOL I., FREDERIC J. & D. VINCENT 2009: More species, fewer specialists: 100 years of changes in community composition in an island biogeographical study. Diversity and Distribution 15:641-648.

CLARE E., FRASER E., BRAID H., FENTON M. & P. HEBERT 2009: Species on the menu of a generalist predator, the eastern red bat (*Lasiurus borealis*): using a molecular approach to detect arthropod prey. Molecular Ecology 18:2532-2542.

CLEVENGER A. 1994: Feeding ecology of Eurasian Pine Martens and Stone Martens in Europe. In: BUSKIRK S.: Martens, sables, and fishers - biology and conservation 326-340. Cornell Univ. Press, Ithaca, New York.

CLAVERO M. & E. GARCIA-BERTHOU 2005: Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology and Evolution 20(3):110.

COMMICHAU C. & H. SPRANKEL (Hrsg) 1991: Fuchs-Symposium Koblenz 2.-3. März 1990. Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V. Verlag Neumann-Neudam. Melsungen.

COTE I. & W. SUTHERLAND 1997: The effectiveness of removing predators to protect bird populations. Cons. Biol. 11:395-405.

COURCHAMP F., LANGLAIS M. & G. SUGIHARA 1999: Cats protecting birds: modeling the mesopredator release effect. J. Anim. Ecol. 68:282-292.

COWARDIN L.M., SARGEANT A.B. & H.F. DUEBBERT 1983: Low Waterfowl Recruitment in the Prairies: the Problem, the Reasons and the Challenge to Management. S.416-418 in: BOYD H. (Ed): Proc. First Western Hemisphere Waterfowl Symposium Can. Wildl. Serv.

CROZE H. 1970: Searching image in Carrion Crows. Z. Tierpsychologie, Beiheft 5.

DANELL K. & B. HÖRNFELDT 1987: Numerical responses by populations of red fox and mountain hare during an outbreak of sarcoptic mange. Oecologia (Berlin) 73:533-536.

DARWIN C.D. 1859: On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favored races in the struggle for life. John Murray, London.

DAVIS M.A. 2009: Invasion Biology. Oxford University Press.

DECKERT G. 1980: Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster *Pica pica* und Nebelkrähe *Corvus c. cornix* Beitr. Vogelk. Jena 26:305-354.

DELIBES-MATEOS, FERRERAS P. & R. VILLAFUERTE 2009: Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? Eur. J. Wildl. Res. 55:65-69.

DICK H. 1995: Randeffekt-Problematik durch generalisierte Beutegreifer am Beispiel von Rabenkrähen (*Corvus corone corone* L.) und Wurzacher Ried (Süddeutschland). Ökologie der Vögel 17(1).

DRECHSLER M. 1994: Stochastische Modelle zur Auslöschung von Metapopulationen. Dissertation, Univ. Marburg.

DRYGALA F., STIER N. & M. ROTH 2002: Erste Ergebnisse zur Nahrungsökologie, Home-Range und Habitatnutzung des Marderhundes (*Nyctereutes procyonides*) - eines invasiven Caniden in Ostdeutschland. Artenschutzreport 12:48-54.

DRYGALA F., STIER N., ZOLLER H., BOEGELSACK K. & M. ROTH 2008: Habitat use of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonides*) in north-eastern Germany. Mammal. Biol. 73:371-378.

DUEBBERT H.F. & H.A. KANTRUD 1974: Upland Duck Nesting Related to Land Use and Predator Reduction. J. Wildl. Management 38:257-265.

DUEBBERT H.F. & J.T. LOKEMOEN 1980: High Duck Nesting Success in a Predator-Reduced Environment. J. Wildl. Manage. 44:428-437.

DUNSTON N. & M.L. GORMAN 1993: Mammals as predators. Zool. Soc. London, Clarendon Press, Oxford.

EICKHORST W. & J. BELLEBAUM 2004: Prädatoren kommen nachts - Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. Natursch. Landschafts. Niedersachs. 41:81-89.

EINARSEN G., HAUSNER V., YOCCOZ N. & R. IMS 2008: Predation on artificial ground nests in birch forest fragmented by spruce plantations. Ecoscience 15(2).

ELLIOT R. 1982: Nesting dispersion of lapwings in relation to predation and anti-predator defence. PhD thesis, University of Aberdeen.

ENGLUND J. 1965: Studies on the Food Ecology of the Red Fox. Viltrevy 3(4):377-485.

ENGLUND J. 1970: Some Aspects of Reproduction and Mortality Rates in Swedish Foxes (*Vulpes vulpes*), 1961-63 and 1966-69. Viltrevy 8:1-82.

ENGLUND J. 1980: Population Dynamics of the Red Fox (*Vulpes vulpes* L. 1758) in Sweden. S.107-121 in: ZIMEN E. (Ed): The Red Fox. Symposium on Behavior and Ecology. Biogeographica 18. The Hague.

ERLINGE S. 1974: Distribution, territoriality and numbers of the weasel (*Mustela nivalis*) in relation to prey abundance. Oikos 25:308-314.

ERLINGE S. 1981: Food preference, optimal diet and reproductive output in stoats *Mustela erminea* in Sweden. Oikos 36:303-315.

ERLINGE S. 1984: Can vertebrate predators regulate their prey? Am. Nat. 123:125-133.

ERLINGE S., FRYLESTAM B., GÖRANSSON G., HÖGSTEDT G., LIBERG O., LOMAN J., NILSSON I.N., SCHANTZ T.V. & M. SYLVÉN 1983: Predation on brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. Holarctic Ecology 7:300-304. Copenhagen.

EVANS KL. 2004: The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146:1-13.

FERGUSON S., BERGERUD A. & R. FERGUSON 1988: Predation risk and habitat selection in the persistence of a remnant caribou population. Oecologia 76:236-245.

FITZGERALD B.M. 1977: Weasel predation on a cyclic population of the montane vole (*Microtus montanus*) in California. J. Anim. Ecol. 46:367-397.

FITZGIBBON C. & J. LAZARUS 1995: Antipredator behavior of Serengeti ungulates: Individual differences and population consequences. In: Serengeti II - Dynamics, management and conservation of an ecosystem, 274-296.

FRANK K. & C. WISSEL 1994: Ein Modell über den Einfluss von räumlichen Aspekten auf das Überleben von Metapopulationen. Verhdl. Ges. Ökol. 23:303-310.

FRIEMANN H. 1985: Unser Wissen über Habicht und Mäusebussard und über ihren Einfluss auf Niederwildbestände. Vogel und Umwelt 3:257-332

FRYLESTAM B. 1979: Population Ecology of the European Hare in Southern Sweden. Ph.D. Thesis. Dept. Anim. Ecol., Univ. of Lund. Schweden.

FUIMAN L. & A. MAGURRAN 1994: Development of predator defences in fishes. Rev. Fish. Biol. Fisher. 4:145-183.

FUNK ST. 1994: Zur Dichteabhängigkeit der räumlichen und sozialen Organisation und der Reproduktion beim Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.): Eine Studie bei zeitlich und räumlich durch Jagd und Tollwut variierenden Populationsdichten in Südwestdeutschland und Ostfrankreich. Dissertation. Univ. des Saarlandes. Saarbrücken.

GA D., FOCARDI S., GATTO M. & I. CATTADORI 2004: The decline of the partridge in Europe: comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. Ecol. Model. 177:313-335.

GÄRTNER S. & S. KLAUS 2004: Der Einfluss von Beutegreifern auf das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*). Beitr. Jagd- und Wildforschung. 30:223-230.

GILL S. & S. SEALY 1996: Nest defence by Yellow Warblers: recognition of a brood parasite and an avian nest predator. Behaviour 133:263-282.

GITHIRU M., LENS L. & L. BENNUN 2007: Ranging behaviour and habitat use by an Afrotropical songbird in a fragmented landscape. Afr. J. Ecol. 45:581-589.

GITHIRU M., LENS L. & W. CRESSWELL 2005: Nest predation in a fragmented Afritropical forest: evidence from natural and artificial nests. Biol. Concerv. 123:189-196.

GÖRANSSON G. & J. LOMAN 1979: Does removal of breeding crows increase pheasant production - an experiment. Proc. 14. Congr. Game Biologists. Dublin.

GORETZKI J. 2004: Die Entwicklung der Jagdstrecken von Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Nordamerikanischem Nerz (*Mustela vison*) in Deutschland. Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 29:249-255.

GOSLER A., GREENWOOD J. & CH. PERKINS 1995: Predation risk and the cost of being fat. Nature 377:621-623.

GOSZCZYNSKI J. 1974: Studies of the food of foxes. Acta theriologica 19(1):1-18

GOSZCZYNSKI J. 1986: Diet of Foxes and Martens in Central Poland. Acta theriol. 31(6):491-506.

GOSZCZYNSKI J. 1999: Food consumtion of weasels (*Mustela nivalis*) in Poland. Mammalia 63:431-436.

GOSZCZYNSKI J., RYSZKOWSKI L. & J. TRUSZKOWSKI 1976: The Role of the European Hare in the Diet of Predators in Cultivated Field Systems. S.127-133 in: PIELOWSKI Z. & Z. PUCEK (Eds): Ecology and Management of European Hare Populations. The Proceedings of an International Symposium held in Poznan on December 23-24, 1974.

GRAHAM I.M. 2002: Estimating weasel *Mustela nivalis* abundance from tunnel tracking indices at fluctuating field vole *Migrotus agrestis* densitity. Wildlife Biol. 8(4):279-287.

GRANT M., ORSMAN C., EASTON J., LODGE C., SMITH K., THOMSON S., RODWELL S. & N. MOORE 1999: Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. Journ. Applied Ecology 36:59-74.

GRIMM D. 2009: A cure for Euthanasia? A nonsurgical sterilant could reduce the global population of homeless dogs and cats, but there hasn`t been money to develop one - until now. Science 325:1490-1493.

GÜNTHER A., NIGMANN U. & R. ACHTZIGER 2005: Analyse der Gefährdungsursachen von planungsrelevanten Tiergruppen in Deutschland zur Ergänzung der bestehenden Listen gefährdeter Tiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 21:19-605.

GUTHÖRL V. 1996: Naturschutz, Jagd und "Pro-aktives" Wildlife-Management. Schriftenreihe für Ökologie, Jagd und Naturschutz 4/1996:15-33. Stuttgart.

GUTHÖRL V. & H. KALCHREUTER 1995: Zum Einfluß des Fuchses auf das Vorkommen des Feldhasen. Informationen aus der Wildforschung. Verlag Dieter Hoffmann. Mainz.

HAAFKE J. 1987: Zur Siedlungsdichte der Elster (*Pica pica*) in Abhängigkeit unterschiedlicher Habitate. Charadrius 23:141-150.

HACKLÄNDER K., FRISCH C., KLANSEK E., STEINECK T. & T. RUF 2001: Die Fruchtbarkeit weiblicher Feldhasen (*Lepus europaeus*) aus Revieren mit unterschiedlicher Populationsdichte. Z. Jagdwiss. 47(2):100-110.

HANSON T., NEWMARK W. & W. STANLEY 2007: Forest fragmentation and predation on artificial nests in the Usambara mountains, Tanzania. Afr. J. Ecol. 45:499-507.

HARNISCH J. 1998: Spezialisten mit schwindendem Lebensraum. In: Raubwild 50-59. Verl. Parey, Hamburg.

HARTMANN D. 1996: Das Raum-Zeitverhalten europäischer Wildkatzen (Felis silvestris silvestris) im nördlichen Saarland. Diplomarbeit Biogeographie, Universität Saarbrücken.

HARRIS S. 1981: The Food of Suburban Foxes (*Vulpes vulpes*), with Special Reference to London. Mammal. Rev. 11(4):151-168.

HARRIS S. & J.M.V. RAYNER 1986: Urban Fox (*Vulpes vulpes*) Population Estimates and Habitat Requirements in Several British Cities. J. Animal Ecol. 55:575-591.

HASSEL M.P. 1981: The dynamics of predator-interactions: Polyphagous predators, competing predators and hyperparasitoids. S.283-306 in: Population Dynamics. 20th Sympos. Brit. Ecol. Soc. London.

HASSELL M. 1978: Arthropod Predator-Prey Systems. Princeton Univ. Press, New Jersey.

HEIDEMANN G. 1973: Weitere Untersuchungen zur Nahrungsökologie “wildernder” Hauskatzen. Z. Säugetierkunde 38:216-224.

HEIDEMANN G. 1991: Zum Vorkommen freilebender Frettchen in Schleswig-Holstein. Schleswig-Holsteinische Jäger und Fischer 37(6):11-12.

HEIDEMANN G. & G. VAUK 1970: Zur Nahrungsökologie „wildernder“ Hauskatzen. Z. Säugetierkunde 35:185-196.

HELL P., FLAK P. & J. SLAMECKA 1997: Korrelation zwischen der Streckenentwicklung des Rot- und Rehwildes sowie des Feldhasen und ihrer wichtigsten Prädatoren in der Slowakei in den Jahren 1968 bis 1995. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 43:73-84.

HELL P., VODANANSKY J., SLAMECKA J. & M. RAJSKY 2007: Probleme im Zusammenleben des Menschen mit dem Großraubwild in den Westkarpaten. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 32:257-268.

HELLDIN J.O., LIBERG O. & G. GLÖERSEN 2006: Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden - frequency and population effects. J. Zool. 270:657-663.

HOFFOS R. 1987: Wolf management in British Columbia: the public controversy. Wildl. Bull. 52. Victoria.

HOHMANN U. 1998: Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L. 1789) im Solling, Niedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. Dissertation Univ. Göttingen.

HOHMANN U., GERHARD R. & M. KASPER 2000: Home range size of adult raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. Z. Säugetierkunde 65:124-127.

HÖNISCH B., ARTMEYER CH., MELTER J. & R. TÜLLINGHOFF 2008: Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterecker Niederung. Vogelwarte 46:39-48.

HOI H. & H. WINKLER 1988: Feinddruck auf Schilfbrüter, eine experimentelle Untersuchung. J. Ornith. 129:439-447.

HOI H. & H. WINKLER 1991: Feinddruck auf Bodennester. Effekte der Habitatkomplexität. J. Ornithol. 132:215-217.

HOI H. & H. WINKLER 1994: Predation on nests: a case of apparent competition. Oecologia 98:436-440.

HOLLDACK K. & W. GERSS 1985: Zur Methodik von quantitativen Untersuchungen über die Eingriffe von Beutegreifern in Beutebestände. Z. Jagdwiss. 31:229-235.

HÖRNFELDT B., LÖFGREN O. & B.G. CARLSSON 1986: Cycles in voles and small game in relation to variations in plant production indices in Northern Sweden. Oecologia 68:496-502.

HORVATH O. 1965: Arboreal predation on bird`s nest by Masked Shrew. J. Mammalogy 46(3):495.

HUHTA E., JUKKA J. & P. HILLE 1998: Predation on artificial nests in a forest dominated landscape - the effect of nest patch size and edge structure. Ecography 21:464-471.

HULBERT A.R. & S. BAUER 1992: Gelegeprädation bei Wasservögeln im Finkenmoos, Lkr. Ravensburg. Schriftenreihe für Ökologie, Jagd und Naturschutz 1/1992:31-49. Stuttgart.

HULME P.E. 2009: Handbook of alien species in Europe. Springer.

HYLA W. 1989: Beobachtungen zur Bestandsänderung der Elsternpopulation in Oberhausen. Charadrius 25:194-198.

IRLANDI E. 1994: Large- and small-scale effects of habitat structure on rates of predation: how percent coverage of seagrass effects rates of predation and siphon nipping on an infaunal bivalve. Oecologia 98:176-183.

IRWIN M.T., J.L.RAPHARISON & P. WRIGHT 2009: Spatial and temporal variability in predation on rainforest primates: do forest fragmentation and predation act synergistically? Animal Conservation 12:220-230.

JACKSON D. 2001: Experimental removal of hedgehogs improves wader nest success in the Wester Isles, Scotland. J. Appl. Ecol. 38:802-812.

JACKSON D. & R. GREEN 2000: The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europeaus*) as a predator of the eggs of waders (*Charadrii*) on machair in South Uist, Scotland. Biol. Conserv. 93:333-348.

JACKSON D., FULLER R. & ST. CAMPBELL 2004: Long-term population changes among breeding shorebirds in the Outer Hebrides, Scotland, in relation to introduced hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). Biol. Conserv. 117:151-166.

JANSON C.H. 1998: Testing the predation hypothesis for vertebrate sociality: prospects and pitfalls. Behaviour 135:389-410.

JEDRZEJEWSKI W., SCHMIDT K., MILKOWSKI L., JEDRZEJEWSKA B. & H. OKARMA 1993: Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Bialowieza Forest) and the Palaearctic viewpoint. Acta Theriol. 38:385-403.

JOBIN A., MOLINARI P. & U. BREITENMOSER 2000: Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. Acta Theriol. 45:243-252.

JOHNSON D., JETZ W. & D. MACDONALD 2002: Environmental correlates of badger social spacing across Europe. J. Biogeogr. 29:411-425.

JENSEN B. 1970: Effects of a Fox Control Programme on the Bag of some other Game Species. Trans. IX Int. Congr. Game Biol. 9:480.

JENSEN B. & D.M. SEQUEIRA 1978: The Diet of the Red Fox (*Vulpes vulpes*) in Denmark. Danish Review of Game Biology 10:1-10. Kalø, Dänemark.

JOHNSON D.H. & A.B. SARGEANT 1977: Impact of Red Fox Predation on the Sex Ratio of Prairie Mallards. Wildl. Res. Rep. No.6, U.S. Fish and Wildl. Serv.

JUNKER S., DÜTTMANN H. & R. EHRNSBERGER 2006: Schlupferfolg und Kükenmortalität beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32:111-122.

KACZENSKY P. & F. KNAUER 2001: Wiederkehr des Braunbären in die Alpen - Erfahrungen mit einem anspruchsvollen Großräuber. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 26:67-75.

KALCHREUTER H. 1984: Die Sache mit der Jagd. 4. Auflage (Neuausgabe). München.

KALCHREUTER H. 1991: Rebhuhn aktuell. Informationen aus der Wildforschung. Verlag D. Hoffmann, Mainz.

KALCHREUTER H. 1994: Jäger und Wildtier - Auswirkungen der Jagd auf Tierpopulationen. Informationen aus der Wildforschung. Verlag D. Hoffmann. Mainz.

KALCHREUTER H. 2001: Rabenvögel und Artenschutz - Erkenntnisse internationaler Forschung. Informationen aus der Wildforschung. Verlag D. Hoffmann. Mainz.

KALTENBORN B. & O. ANDERSEN 2009: Habitat preferences of ptarmigan hunters in Norway. Eur. J. Wildl. Res. 55:407-413.

KASHTAN N., PARTER M., DECKEL E., MAYO A. & U. ALON 2009: Extinctions in heterogeneous environments and the evolution of modularity. Evolution 63(8):1964-1975.

KENWARD R. 1985: Problems of Goshawk predation on pigeons and other game. Acta XVIII Congr. Int. Orn. II: 666-678.

KEULING O. 2007: Sauen als Beutegreifer - Welchen Einfluss kann Schwarzwild auf andere Tierarten ausüben? Proceedings 13. Österr. Jägertagung, 45-50.

KING D., DEGRAAF R., GRIFFIN C. & T. MAIER 1999: Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nests? J. Field Ornithol. 70:257-262.

KINGSOLVER J., HOECKSTRA H., HOECKSTRA J., BERRIGAN D., VIGNIERI S., HILL C., HOANG A., GIBERT P. & P. BEERLI 2001: The strenght of phenotypic selection in natural populations. Am. Nat. 157:245-261.

KINNEAR J.E., ONUS M.L. & R.N. BROMILOW 1988: Fox Control and Rock-Wallaby Population Dynamics. Aust. Wildl. Res. 15 (4):435-450.

KIS J., LIKER A. & T. SZEKELY 2000: Nest defense by lapwings: observations on natural behavior and an experiment. Ardea 88:155-163.

KLAUE A. & R. LABES 1989: Abendsegler (*Nyctalus noctula)* als Beute des Habichts (*Accipiter gentilis*). Nyctalus N.F. 2:541-542.

KLAUS S. 1997: Zur Situation der waldbewohnenden Rauhfußhuhnarten Heselhuhn *Bonasia bonasia*, Auerhuhn *Tetrao urogallus* und Birkhuhn Tetrao tetrix in Deutschalnd. Ber. Vogelschutz 35:27-48.

KLAUS S. 1997: Flucht in die Zucht. Eine kritische Bilanz der Wiederansiedlung von Auerhühnern. Nationalpark H. 1:8-15.

KLEMOLA T., KORPIMÄKI E. & K. NORRDAHL 1998: Does avian predation risk depress reproduction of voles? Oecologia 115:149-153.

KLENKE R. 1992: Zur Sterblichkeit bei Vögeln - Möglichkeiten und Grenzen einer Auswertung von Ringwiederfunden am Beispiel von Weißstorch (*Ciconia ciconia* L. 1758) und Mäusebussard (*Buteo buteo* L. 1758). Dissertation Univ. Greifswald.

KNAUER F. 2000: Ausbreitungsmuster von Braunbären in den Ostalpen. Dissertation, TU München.

KNIGKT R. & S. TEMPLE 1986: Why does intensity of avian nest defense increase during the nesting cycle? Auk 103:318-327.

KOEHLER O. 1951: The ability of birds to “count”. Bull. Animal Behaviour 9:41-45.

KOLB H.H. & R. HEWSON 1979: Variation in the Diet of Foxes in Scotland. Acta theriol. 24(6):69-83.

KOOIKER G. 1994: Weitere Ergebnisse zum Einfluss der Elster *Pica pica* auf Stadtvogelarten in Osnabrück. Vogelwelt 115:39-44.

KOOIKER G. 1995: Siedlungsökologische Untersuchungen an einer urbanen Elsterpopulation einer nordwestdeutschen Großstadt. Ökol. Vögel 18:85-106.

KÖSTER A. 1992: Untersuchungen zur Etho-Ökologie der Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) im Raum Korbach, Nordhessen. Vogel und Umwelt 7:161-170.

KÖSTER H. & H. BRUNS 2003: Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? Ber. Vogelsch. 40:57-74.

KOTRSCHAL K., BUGNYAR TH. & M. STÖWE 2001: Kognition und Neophobie bei Raben. Charadrius 37(3):127-134.

KOWARIK, I. 2010: Biologische Invasionen; Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart.

KRAMER-SCHADT ST. 2004: Wohin läuft der Luchs in Bayern? Lebensraum, Ausbreitungswege und Populationsdynamik anhand eines Simulationsmodells. Naturschutz in Niederbayern 4:96-104.

KRISTAN W. 2003: The role of habitat selection behaviour in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. Oikos 103:457-468.

KROTT P. 1973: Die Fortpflanzung des Edelmarders (*Martes martes* L.) in freier Wildbahn. Z. Jagdwiss. 19:113-117.

KRÜGER H. 1995: Zur Populationsstruktur uns Morphologie des Baummarders (*Martes martes*) und Steinmarders (*Martes foina*). Dissertation, Univ. Göttingen.

KUBE J., BRENNING U., KRUCH W. & NEHLS H. 2005: Bestandsentwicklung von bodenbrütenden Küstenvögeln auf Inseln in der Wismar-Bucht (südwestliche Ostsee): Lektionen aus 50 Jahren Prädationsmanagement. Vogelwelt 126:299-320.

KUIJPER D. OOSTERVELD E. & E. WYMENGA 2009: Decline and potential recovery of the European grey pardridge (*Perdix perdix*) population - a review. Eur. J. Wildl. Res. 55:455-463.

KVARNBÄCK J., BERTSCH C. & G. BARRETO 2008: Nest site selection and nesting success oft he yellow-knobbed curassow (*Crax daubentoni*) in a fragmented landscape in the Venezuelan Llanos. Ornith. Neotrop. 19:347-352.

LABHARDT F. 1990: Der Rotfuchs. Naturgeschichte, Ökologie und Verhalten eines erstaunlichen Jagdwildes. Parey. Hamburg und Berlin.

LANCASTER J. 1996: Scaling the effects of predation and disturbance in patchy environment. Oecologia 107:321-331.

LANGGEMACH T. & J. BELLEBAUM 2005: Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126:259-298.

LANGGEMACH T. & E. DITSCHERLEIN 2004: Zum aktuellen Stand der Bejagung von Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. Ber. Vogelschutz 41.

LARAMS I., KRAMA T., IGAUNE K. & R. MÄND 2007: Long-lasting mobbing of the pied flycatcher increases the risk of nest predation. Behav. Ecol. 18:1082-1084.

LEBER K. 1985: The influence of predatory decapods, refuge, and microhabitat selection on seagrass communities. Ecology 66:1951-1964.

LEIF A. 1994: Survival and reproduction of wild and penreared Ringnecked Pheasant hens. J. Wildl. Manag. 58:501-506.

LETNIC M., CROWTHER M. & F. KOCH 2009: Does a top-predator provide an endangered rodent with refuge from an invasive mesopredator? Anim. Cons. 12(4):302-312.

LIESER M., SCHROTH K.-E. & P. BERTHOLD 2005: Ernährungsphysiologische Aspekte im Zusammenhang mit der Auswilderung von Auerhühnern *Tetrao urogallus*. Ornithol. Beob. 102:07-108.

LINDSTRÖM E. 1989: Food limitation and social regulation in a red fox population. Holarctic Ecology 12:70-79.
LINDSTRÖM E., ANDREN H., ANGELSTAM P. & P. WIDEN 1986: Influence of Predators on Hare Populations in Sweden: A Critical Review. Mammal Rev. 16(3/4):151-156.

LITZBARSKI H. 1998: Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 7:92-97.

LLOYD H.G. 1980: The Red Fox. Batsford. London.

LLOYD P. 2007: Predator control, mesopredator release, and impacts on bird nesting success: a field test. African Zoology 42:180-186.

LO L.-CH. 1997: Bruterfolg als Funktion von Ökosystemtyp, Flächennutzung und Konkurrenz bei *Corvus corax*. Dissertation, Univ. des Saarlandes.

LO L.-CH. & P. MÜLLER 1999: Eingreifen oder wegsehen? Selbstregulation bei intelligenten Raben und die folgen. Wild und Hund, Jg. 1999, Heft 7:16-20.

LO L.-CH. & P. MÜLLER 2000: Bruterfolg in Abhängigkeit von Territorialität, intra- und intraspezifischer Konkurrenz beim Kolkraben (*Corvus corax*). Arch. Natur.-Landsch. 2(39):59-77.

LOCKIE J.D. 1956: After Myxomatosis. Notes on the Food of some Predatory Animals in Scotland. Scottish Agriculture 36:65-69.

LOCKIE J.D. 1959: The Estimation of the Food of Foxes. J. Wildlife Management 23:224-227.

LOCKWOOD J., HOOPES M. & M. MARCHETTI 2006: Invasion Ecology. Wiley-Blackwell.

LODÉ T. 1993: Diet composition and habitat use of sympatric polecat and American mink in western France. Acta Theriol. 38:161-166.

LODÉ T. 1997: Trophic status and feeding habits of the European polecat *Mustela putorius* L. 1758. Mammal. Rev. 27:177-184.

LODÉ T. 2003: Sexual dimorphism and trophic constraints: prey selection in the European polecat (*Mustela putorius*). Ecoscience 10:17-23.

LOKEWMOEN J. & R. WOODWARD 1993: An assessment of predator barriers and predator control to enhance duck nest success on peninsulas. Wildl. Soc. Bull. 21:275-282.

LONGCORE T., RICH C. & L. SULLIVAN 2009: Critical assessment of claims regarding management of feral cats by Trap-Neuter-Return. Conservation Biology 23(4):887-894.

LOOFT V. & J. KAISER 2003: Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) - ein Nutznießer der eU-Ackerflächen-Stilllegung? Corax 19:203-215.

LUTZ W. 1981: Untersuchungen zur Nahrungsbiologie des Waschbären (*Procyon lotor* LINNÉ 1758) und zum möglichen Einfluss auf andere Wildarten in seinem Lebensraum. Dissertation Univ. Heidelberg.

LUX E., BARKE A. & H. MIX 1999: Die Waschbären (*Procyon lotor*) Brandenburgs - eine Herausforderung für den Naturschutz. Artenschutzreport 1999(9):12-16.

MACDONALD D. 1976: Food catching by red foxes and some other carnivores. Z. Tierpsychol. 42:170-185.

MACDONALD D. 1977: On food preference in the red fox. Mammal Review 7(1):7-23.

MACDONALD D. 1980: The Red Fox, *Vulpes vulpes*, as a predator upon earthworms, *Lumbricus terrestris*. Z. Tierpsychol. 52:171-200.

MACDONALD D. 1983: The ecology of carnivore social behavior. Nature 301:379-384.

MACDONALD D. 1987: Running with the fox. Hyman, London.

MACDONALD D. 1993: Unter Füchsen. Eine Verhaltensstudie. Knesebeck Verl., München.

MACDONALD D., TEW T. & I. TODD 2004: The ecology of weasels (*Mustela nivalis*) in mixed farmland in southern England. Biologica 59(2):235-242.

MACDONALD M. & M. BOLTON 2008: Predation of lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. J. Ornithol. 149:555-563.

MÄCK U. 1997: Populationsökologie und Raumnutzung der Elster (*Pica pica* L. 1758) in einem urbanen Ökosystem. Dissert. Univ. Ulm.

MÄCK U. & M. JÜRGENS 1999: Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. BfN-Schriften., Landwirtschaftsverl. Münster.

MÄCK U., JÜRGENS M.-E., BOYE P. & H. HAUPR 1999: Aaskrähe (*Corvus corone*), Elster (*Pica pica*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) in Deutschland. Betrachtungen zu ihrer Rolle im Naturhaushalt sowie zur Notwendigkeit eines Bestandsmanagements. Natur und Landschaft 74(11):485-493.

MACLEAN S., FITZGERALD B. & F. PITELKA 1974: Population cycles in arctic Lemmings: winter reproduction and predation by weasels. Arctic and Alpine Research 6(1):1-12.

MAJOR R. & C. KENDAL 1996: The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. Ibis 138:298-307.

MAINA G. & W. JACKSON 2003: Effects of fragmentation on artificial nest predation in a tropical forest in Kenya. Biol. Conserv. 111:161-169.

MALLORY F. 1977: An ingenious hunting behavior in the Common Raven (*Corvus corax*). Ont. Field Biol. 31:77.

MAMMEN, U. & M. STUBBE 2006: Die Bestandsentwicklung der Greifvögel und Eulen Deutschlands von 1988 bis 2002. Populationsökologie Greifvögel und Eulenarten 5:21-40.

MARBOUTIN E. & N. AEBISCHER 1996: Does harvesting arable land crops influence the behaviour of the European hare *Lepus europaeus*? Wildl. Biol. 2:83-91.

MARCHESI P. 1989: Ecologie et comportement de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura Suisse. Dissertation, Univ. Neuchâtel.

MARKSTRÖM V., KEITH L., ENGREN E. & J. CARY 1989: Demographic responses of arctic hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of red foxes (*Vulpes vulpes*) and martens (*Martes martes*). Can. J. Zool. 67:658-668.

MARCSTRÖM V., KENWARD R. E. & E. ENGREN 1988: The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. Journal of Animal Ecology 57:859-872.

MARR V. & R. KNIGHT 1982: Raven predation of feral Rock Dove eggs. Murrulet 63:25.

MARTIN T. 1993: Nest predation among vegetations layers and habitat types; revisiting the dogmas. Amer. Nat. 141:897-913.

MARTIN T. SCOTT J. & C. MENGE 2000: Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. Proc. R. Soc. London B 267:2287-2293.

MARTINI H. 1983: Die Ursachen auffallend hoher Hasenstrecken des Saarlandes in den Jagdjahren mit sehr niedrigen tollwutbedingten Fuchsdichten von 1968/69 bis 1974/75. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 29(1):1-12.

MARZLUFF J.M. & T. ANGELL 2005: In the company of crows and ravens. Yale Univ. Press, London.

MARZLUFF J.M. & B. HEINRICH 1991: Foraging by Common Ravens in the presence and absence of territory holders: an experimental analysis of social foraging. Anim. Behav. 42:755-800.

MASER C. 1975: Predation by Common Ravens on feral Rock Doves. Wilson Bull. 87:552-553.

MASON C. & S. MACDONALD 1986: Otters - Ecology and conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

MATEJKA H., RÖBEN P. & E. SCHRÖDER 1977: Zur Ernährung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (Linné, 1758) im offenen Kulturland. Z. Säugetierkunde 42 : 347-357.

MAYER K.-A. 1983: Vergleich der Strecken für Hase, Fasan und Rebhuhn in flurbereinigten und nicht flurbereinigten Bereichen in Rheinhessen. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 29(1):55-60.

MCLEAN I. & G. RHODES 1991: Enemy recognition and responses in birds. Curr. Ornith. 8:173-211.

MEBS TH. 1994: Greifvögel Europas. Biologie, Bestandsverhältnisse, Bestandsgefährdung. Kosmos. Stuttgart.

MEBS TH. & W. SCHERZINGER 2000: Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos. Stuttgart.

MEINING H. 2002: Erste Ergebnisse von Mageninhaltsanalysen bei Wildkatzen (*Felis silvestris*) aus Westdeutschland mit Hinweisen zur Artbestimmung. Säuget. Inf. 5(26):211-217.

MENZEL CL., STRAUB E., MEYER W. & K. POHLMEYER 2000: Die Bedeutung der Habitatstrukturen als Regulationsmechanismus für die Brutpaardichte von Rabenkrähen (*Corvus c. corone*). J. Ornith. 141:127-141.

MEYER J. & R. KASSEN 2007: The effects of competition and predation on diversification in a model adaptive radiation. Nature 446:432-435.

MICHAILOV A. 2004: Der Wolf - ein nationales Problem. Ochota 7:10-12.

MICU I., NAHLIK A. & U. ULOTH 2005: Die Situation des Großraubwildes in Rumänien. Beitr. Jagd- u. Wildforschung 30:175-180.

MITSCHKE A., GARTHE S. & R. MULSOW 2000: Langfristige Bestandstrends von häufigen Brutvögeln in Hamburg. Vogelwelt 121:155-164.

MOA P., HERFINDAL I., LINNELL J., OVERSKAUG K., KVAM T. & R. ANDERSEN 2006: Does the spatiotemporal distribution of livestock influence forage patch selection in Eurasian lynx? Wildl. Biol. 12:63-70.

MOLINARI-JOBIN A., MOLINARI P., BREITENMOSER-WÜSTEN C. & U. BREITENMOSER 2002: Significance of *Lynx lynx* for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* in the Swiss Jura Mountains. Wildl. Biol. 8:109-115.

MOORE P. & W. ROBINSON 2004: Artificial bird nests external validity and bias in ecological field studies. Ecology 85:1562-1567.

MORDASS C. 1994: Experimentelle Untersuchung zum Bruterfolg von Bodenbrütern unter Einfluss von territorialen *Corvus corone*. Diplomarbeit, Instit. Biogeographie, Univ. Saarland, Saarbrücken.

MORITZ C. 1994: Defining Evolutionary Significant Units for conservation. Tree 9:373-375.

MÜLLER D., SCHRÖDER B. & J. MÜLLER 2009: Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasia bonasia* in a montane forest. J. Ornithol. 150:717-732.

MÜLLER H. 1970: Beiträge zur Biologie des Hermelins, *Mustela erminea* Linné 1758. Säuget. Mitt. 18:293-380.

MÜLLER P. 1997: Allgemeines Artensterben - ein Konstrukt? Arch. Nat. u. Lands. 36(4):223-252.

MÜLLER P. 2010: Unter Räubern. Zur Wirkung von Beutegreifern in Kulturlandschaften. Verlag J. Neumann-Neudamm AG. Melsungen.

MÜLLER P. & O. ELLE 2001: Zur Wiedereinbürgerung des Kolkraben (*Corvus corax*) im Saarland. Charadrius 37(3):112-115.

NOUR N., MATTHYSEN E. & A. DHONDT 1993: Artificial nest predation and habitat fragmentation different trends in bird and mammal predators. Ecography 16:111-116.

NYENHUIS H. 1995: Feindbeziehung zwischen Waldschnepfe (*Scolopax rusticola* L.), Raubwild und Wildschwein (*Sus scrofa* L.). Allg. Forst- und Jagdz. 162:174-180.

NYENHUIS H. 2007: Überlegungen zum Schutz der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola* L.) in Habitaten mit großer Rotfuchsdichte (*Vulpes vulpes* L.) in Westdeutschland. Beitr. Jagd- und Wildf. 33:239-248.

ODDEN J., LINNELL J. & R. ANDERSEN 2006: Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forests of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. Eur. J. Wildl. Res. 52:237-244.

OKARMA H. & D. LANGWALD 2002: Der Wolf. Ökologie, Verhalten, Schutz. Blackwell, Berlin.

OSTBYE E. 1969: Raven attacking reindeer. Fauna 22:265-266.

OZOGA J.J., BIENZ C.S. & L.J. VERME 1982: Red fox feeding habits in relation to fawn mortality. J. Wildl. Management 46(1):242-243.

PAFILIS P., FOUFOPOULOS J., POULAKAKIS N., LYMBERAKIS P. & E. VALAKOS 2009: Tail shedding in island lizards (*Lacertidae, Reptilia*): Decline of antipredator defenses in relaxed predation environments. Evolution 63(5):1262-1278.

PAKKLA T., PELLICKA J. & H. LINDEN 2003: Capercaillie *Tetrao urogallus* - a good candidate for an umbrella species in taiga forests. Wildl. Biol. 9:309-316.

PALOMERES F., GAONA P., FERRERAS P. & M. DELIBES 1995: Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. Cons. Biol. 9:295-305.

PALTRIDGE R. 2002: The diet of cats, foxes and dingoes in relation to prey availability in the Tanami desert, Northern Territory. Wildl. Res. 29:389-403.

PANEK M. 2005: Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991 - 2004: reasons of population decline. Eur. J. Wildl. Res. 51:14-18.

PARRISH F.A., MARSHALL G., BUHLEIER B. & G. ANTONELLIS 2008: Foraging interaction between monk seals and large predatory fish in the Northwestern Hawaiian Islands. Endangered Species Research 4:299-308.

PASCAL M., LORVELEC O., BRETAGNOLLE V. & J.-M. CULIOLI 2008: Improving the breeding success of a colonial seabird: a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. Endangered Species Research 4:267-276.

PATON P. 1994: The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? Cons. Biol. 8:17-26.

PATRONEK G. 1998: Free-roaming and feral cats - their impact on wildlife and human beings. J. American Vet. Medical Association 212:218-226.

PAVLOV M. 1999: Der Wolf - Wunder und Unglück der russischen Natur. Ochota 11:8-11.

PEARSON O.P. 1966: The prey of carnivores during one cycle of mouse abundance. J. Anim. Ecol. 35:217-233.

PECH R., SINCLAIR A., NEWSOME A. & P. CATLING 1992: Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments. Oecologia 89:102-112.

PEDERSEN A., YOCCOZ N. & I. RA 2009: Spatial and temporal patterns of artificial nest predation in mountain birch forests fragmented by spruce plantations. Europ. J. Wildl. Res. 55(4):371-384.

PEGEL M. 1986: Der Feldhase (*Lepus europaeus* Pallas) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren.

PEGEL M. 1987: Das Rebhuhn (*Perdix perdix* L.) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren.

PEGEL M. 2004: Fuchsbejagung - Sinn oder Unsinn? Wildforschungsstelle-Mitteilungen 1:2-4. Aulendorf.

PERRINGS C., MOONEY H. & M. Williamson 2011: Bioinvasions and Globalization: Ecology, Economics, Management, and Policy. Oxford University Press.

PFISTER H., KOHLI L., KÄSTLI P. & S. BIRRER 2002: Feldhase. Schriftenr. Umwelt 334, Vogelwarte Sempach, Schweiz.

PICMAN J. 1988: Experimental study of predation on eggs of ground nesting birds: effects of habitat and nest distribution. Condor 90:124-131.

PIELOWSKI Z. 1976: The Role of Foxes in the Reduction of the European Hare Population. S. 135-148 in: PIELOWSKI Z. & Z. PUCEK (Eds): Ecology and Management of European Hare Populations. Proceedings of an International Symposium held in Poznan on December 23-24, 1974.

PIELOWSKI Z. 1994: Elch und Wolf in Polen und die Expansionstendenz nach Westen. Beitr. Jagd- und Wildforschung 19:175-184.

PIELOWSKI Z. & H. KALCHREUTER (ohne Datum): Greifvögel und Niederwildhege. Arbeitsgruppe des CIC für Falknerei und Erhaltung der Greifvögel. Conseil International de la Chasse C.I.C., 30, rue de Miromesnil, F-75008 Paris. Frankreich.

PIELOWSKI Z. & M. PINKOWSKI 1988: Situation of the Partridge Population in Poland. Proc. Common Partridge Int. Symp. Poland 1985 :15-32.

PIELOWSKI Z. & Z. PUCEK (Eds) 1976: Ecology and Management of European Hare Populations. Proceedings of an International Symposium held in Poznan on December 23-24, 1974.

PILS C.M. & M.A. MARTIN 1978: Population Dynamics, Predator-Prey Relationships and Management of the Red Fox in Wiconsin. Technic. Bull. No. 105, Dept. Natural Res., Madison, Wisconsin.

PLACHTER H., STACHOW U. & A. WERNER 2005: Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der „Guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft. Naturschutz und Biologische Vielfalt 7:1-330.

PLATH L. 1984: Zur Entwicklung des Brutbestandes und der Verbreitung der Elster (*Pica pica*) im letzten Jahrzehnt im Rostocker Stadtgebiet. Arch. Freunde Naturg. Meckl. 24:117-125.

PLUCHINSKI A. 1991: Zum Neststand des Uhus (*Bubo bubo*). Ornithol. Mitt. 43:215-218.

POTOCNIK H., KLJUN F., RACNIK J., SKRIBINSWEK T., ADAMIC M. & I. KOS 2002: Results and experiences obtained from box trapping and radio collaring of wildcats in Slovenia. Acta Theriol. 47:211-219.

POTTS G. & N.J. AEBISCHER 1995: Population dynamics of the grey partridge *Perdix perdix* 1793 - 1993: Monitoring, modeling and management. Ibis 137:29-37.

POTTS G.R., LECOQ Y., SWIFT J. & P. HAVET (eds) 1991: Proceedings of the International Conference "Wise Use as a Conservation Strategie", Brussels, 06.12.1991.

POZGAYOA M., PROCHAZKA P. & M. HONZA 2009: Adjustment of incubation according to the thread posed: a further signal of enemy recognition in the Blackcap *Sylvia atricapilla*? J. Ornith. 150:569-576.

PROULX G., COOK ST. & M. BARRETT 1989: Assessment and preliminary development of the rotating.jaw Conibear 120 trap to effectively kill marten (*Martes americana*). Can. J. Zool. 67:1074-1079.

PULLIAINEN E. 1984: Use of the home range by pine martens (*Martes martes* L.). Acta Zool. Fennica 171:271-274.

RANDI E., PIERPAOLI M., BEAUMONT M., RAGNI B. & A. SFORZI 2001: Genetic identification of wild and domestic cats (*Felis silvestris*) and their hybrids using Bayesian Clustering methods. Mol. Biol. Evolution 18:1679-1693.

RATCLIFFE D. 1997: The Raven. A natural history in Britain and Ireland. Poyser, London.

REICHLIN TH., KLANSEK E. & H. HACKLÄNDER 2006: Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. Eur. J. Wildl. Res. 52:109-118.

REIG S. 1992: Geographic variations in pine marten (*Martes martes*) and beech marten (*Martes foina*) in Europe. J. Mammal. 73(4):744-769.

REMMERT H. 1980: Ökologie. Springer Verl., Heidelberg.

REMMERT H. 1982: The evolution of man and the extinction of animals. Naturwissenschaften 69:524-527.

REMMERT H. 1990: Welche Natur wollen wir schützen? Aus der Sicht der Ökologie. Bayerisch. Akad. Wissenschaften, Pfeil Verl., München.

REUTHER C., DOLCH D., GREEN R., JAHRI J., JEFFERIES D., KREKMEYER A., KUCEROVA M., MADSEN A., ROMANOWSKI J., ROCHE K., RUIZ-OLMO J., TEUBNER J. & A. TRINIDADE 2000: Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). Habitat 12:1-148.

REYNOLDS J. 1995: Winter Lamping for Foxes. The Game Conservancy Review of 1994: 111 - 114. The Game Conservancy, Fordingbridge, Hampshire SP6 1EF, England.

REYNOLDS J., DEWELL S., BROCKLESS M., BLAKE K. & N. BOATMAN, 1992: Tracking Partridge Predation. The Game Conservancy Review of 1991:60-61.

RICHARDSON D.M. 2011 (Hrsg.): Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell.

RICHNER H. 1991: Identifikation der ethologisch und ökologisch bedeutungsvollen faktoren im Arten- und Habitatschutz. Ornith. Beob. 88:243-252.

RISBEY D., CALER M., SHORT J., BRADLEY J. & I. WRIGHT 2000: The impact of cats and foxes on the small vertebrate fauna of Heirisson Prong, Western Australia II, a field experiment. Wildl. Res. 27:223-235.

RISCH M. & L. ANDERSEN 1998: Selektive Partnerwahl der Aaskrähe (*Corvus corone*) in der Hybridisierungszone von Rabenkrähe (*C. c. corone*) und Nebelkrähe (*C. c. cornix*). J. Ornithol. 139:173-177.

ROBINSON W., ROBINSON T., ROBINSON S. & J. BRAWN 2000: Nesting success of forest birds in central Panama. J. Avian Biol. 31:151-164.

RODRIGUEZ A. & M. DELIBES 2003: Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx. Biol. Conserv. 109:321-331.

ROEDENBECK I. & P. VOSER 2008: Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. Eur. J. Wildl. Res. 54:425-437.

ROSALINO L., SANTOS M., PEREIRA I. & M. SANTOS-REIS 2009: Sex-driven differences in the Egyptian mongoose`s (*Herpestes ichneumon*) diet in its northwestern European range. Europ. J. Wildl. Res. 55:293-299.

RÖSLER R. 2005: Zum Habitat des Braunbären (*Ursus a. arctos* L.) in den Rumänischen Karpaten unter besonderer Berücksichtigung des Nösnerlandes in Siebenbürgen. Nahrungs-, Raum- und Schutzanforderungen. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 30:181-202.

RÖSLER R. 2006: Gedanken zum Braunbären „Bruno“. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 31:55-111.

ROTH T. & S. LIMA 2007: The predatory behaviour of wintering Accipiter Hawks: temporal patterns in activity of predators and prey. Oecologia 152:169-178.

ROTHSTEIN S. 1990: A model system for coevolution: avian brood parasitism. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21:481-508.

RYDER T., DURAES R., TORI W., HIDALGO J., LOISELLE B. & J. BLAKE 2008: Nest survival for two species of manikins (*Pipridae*) in lowland Ecuador. J. Avian Biol. 39:355-358.

SACHTELEBEN I., BLICK T., GEYER A., KRÖBLER T. & S. PÖNISCH 1992: Bruterfolg, Siedlungsdichte und Raumnutzung der Elster in unterschiedlichen Habitaten. J. Ornith. 133:389-442.

SALEK M. & P. MARHOUL 2008: Spatial movement of grey partridges *Perdix perdix*: male-biased spring dispersal and effect of habitat quality. J. Ornithol. 149:329-335.

SALEK M. & P. SMILAUER 2002: Predation on northern Lapwing *Vanellus vanellus* nests: the effect of population density and spatial distribution of nests. Ardea 90:51-60.

SALEK M., SVOBODA J., BEJCEK V. & T. ALBRECHT 2004: Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krusne hory mountains, Czech Republik. Folia Zooligica 53:312-318.

SALES-LUIS T., FREITAS D. & M. SANTOS-REIS 2009: Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. Eur. J. Wildl. Res. 55:345-355.

SAMIETZ R. 1985: Hermelin (*Mustela erminea*) beim Fischfang beobachtet. Säuget. Inf. 2:264.

SANDELL M. 1986: Movement pattern of male stoats *Mustela erminea* during the mating season: differences in relation to social status. Oikos 47:63-70.

SARGEANT A.B., ALLAN S. H. & R.T. EBERHARDT 1984: Red Fox Predation on Breeding Ducks in Midcontinent North America. Wildlife Monographs No. 89:1-41. Supplement to The Journal of Wildlife Management 48(3), July 1984.

SARMENTO P., CRUZ J., MONTERROSO P., TARROSO P., FERREIRA C., NEGROES N. & C. EIR 2009: Status survey of the critically endangered Iberian lynx *Lynx pardinus* in Portugal. Eur. J. Wildl. Res. 55:247-253.

SAVIDGE J. & F. SEIBER 1988: An infrared trigger and camera to identify predators at artificial nests. J. Wildl. Management 52(2):291-294.

SCHANTZ T. VON 1980: Prey Consumption of a Red Fox Population in Southern Sweden. S.53-64 in: ZIMEN E. (Ed): The Red Fox. Symposium on Behavior and Ecology. Biogeographica 18. The Hague.

SCHARBACH A. 2009: Historische Entwicklung der Luchspopulationen (*Lynx lynx* L.) in Deutschland - von ihrer Ausrottung in frühester Zeit bis zur Rückkehr in die heutige Kulturlandschaft. Masterarbeit, Universität Rostock.

SCHAUM S. 1997: Freilandbeobachtungen an Corviden im nördlichen Saarland. Diplomarbeit, Inst. Biogeographie, Univ. Saarlandes, Saarbrücken.

SCHEKKERMAN H. & A. BEINTEMA 2007: Abundance of invertebrates and foraging success of Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) chicks in relation to agricultural grassland management. Ardea 95:39-54.

SCHEKKERMAN H., TEUNISSEN W. & E. OOSTERVELD 2009: Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. J. Ornithol. 150:133-145.

SCHERZINGER W. 2003: Artenschutzprojekt Auerhuhn im Nationalpark Bayerischer Wald von 1985 - 2000. Nationalpark Bayerischer Wald, Wiss. R. 15.

SCHINZEL B. 1998: Radiotelemetrie und GIS-Analysen zum Raum-Zeit-Verhalten von Baum- (Martes martes) und Steinmarder (Martes foina) im Untersuchungsgebiet Wahlen. Diplomarbeit, Inst. Biogeographie, Univ. des Saarlandes.

SCHLAICH A., GROTE K., MAIR M., RÖßLER M., WELLBROCK A. & K.-M. EXO 2008: Kunstnest -Experimente zur Analyse der räumlich-zeitlichen Variation der Prädation von Wiesenvogelgelegen - eine Pilotstudie in den Salzwiesen des Niedersächsischen Wattenmeeres. Vogelwarte 46:366-367.

SCHMIDT-KÖNIG K. & R. PRINZINGER 1992: Kolkrabe (*Corvus corax*) greift fliegende Taube. Die Vogelwelt 113(2):98.

SCHMITT B. 2006: Das Mauswiesel in der Kulturlandschaft Südwestdeutschlands. Dissertation, Univ. Trier. Ökologie der Säugetiere, Laurenti Verl., Bielefeld.

SCHÖNBRODT R. & H. TAUCHNITZ 2006: 2005 und 2006 - zwei außergewöhnliche Jahre für greifvögel. Apus 13:62-65.

SCHRÖPFER L., BUTRES J. & P. RUZEK 2006: Die Reproduktionsraten der Greifvögel und Eulen 1993 - 2000 in der Tschechischen Republik. Populationsökologie Greifvögel und eulenarten 5:41-53.

SCHRÖPFER R. 2009: Rückkehr des „Wasserwiesels“. Pirsch 16:4-9.

SCHRÖPFER R., BODENSTEIN C., SEEBASS C., BECKER K. & M. JORDAN 2001: Niche analysis of the *Mustela* species *lutreola*, *putorius* and *vison* by craniometry and behavioural observations. Säuget. Inf. 25:121-132.

SCHULZE E.-D. & H. MOONEY 1993: Biodiversity and Ecosystem Function. Springer Verl., Heidelberg.

SCHWARZ J. & M. FLADE 2000: Ergebnisse des DDA-Monitoringprogeramms. Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. Vogelwelt 121;87-106.

SEGELBACHER G., HÖGLUND J. & I. STORCH 2003: From connection to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. Molec. Ecol. 12:1773-1780.

SEGELBACHER G., WEGGE P., SIVKOV A. & J. HÖGLUND 2007: Kin groups in closely spaced capercaillie leks. J. Ornithol. 148:79-84.

SEQUEIRA D.M. 1980: Comparisons of the Diet of the Red Fox (*Vulpes vulpes* L., 1758) in Gelderland (Holland), Denmark and Finnish Lapland. S.35-51 in: ZIMEN E. (Ed) 1980.

SEYMOUR A. 1999: The ecology of nest predation by red foxes *Vulpes vulpes*. PhD thesis, Univ. of Bristol.

SEYMOUR A., HARRIS S., RALSTON C. & P. WHITE 2003: Factors influencing the nesting success of Lapwing *Vanellus vanellus* and behavior of Red Fox *Vulpes vulpes* in Lapwing nesting sites. Bird Study 50:39-46.

SIANO R., BAIRLEIN F., EXO K.-M. & S. HERZOG 2006: Überlebensrate, Todesursachen und Raumnutzung gezüchteter Auerhühner (*Tetrao urogallus* L.), ausgewildert im Nationalpark Harz. Vogelwarte 44:145-158.

SIMBERLOFF D. & M. REJMANEK 2011 (Hrsg.): Encyclopedia of Biological Invasions. Univ. of California Press.

SKIRNISSON K. 1990: Zur Bestandsentwicklung des Feldhasen in Schleswig-Holstein. Z. Jagdw. 36(1):9-21.

SLATER M. 2004: Understanding issues and solutions for unowned, free roaming cat populations. J. Americ. Vet. Medical Association 225:1350-1354.

SLEEMAN D., DAVENPORT J., MORE S., CLEGG T., GRIFFIN J. & I. BOYLE 2009: The effectiveness of barriers to badger *Meles meles* immigration in the Irish Four Area project. Eur. J. Wildl. Res. 55:267-278.

SMITH R., JENNINGS N. & S. HARRIS 2005: A quantitative analysis of the abundance and demography of European hare *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. Mammal. Rev. 35:1-24.

SOMMER R., GRIESAU A., ANSORGE H. & J. PRIEMER 2005: Daten zur Populationsökologie des Fischotters (*Lutra lutra* L. 1758) in Mecklenburg-Vorpommern. Beitr. Jagd- u. Wildf. 30:253-271.

SPANHOVE T., LEHOUK V., BOETS P. & L. LENS 2009: Forest fragmentation relaxes natural nest predation in an Afromontane forest. Anim. Cons. 12(4)267-275.

SPITTLER H. 1972: Über die Auswirkung der durch die Tollwut hervorgerufenen Reduzierung der Fuchspopulation auf den Niederwildbesatz in Nordrhein-Westfalen. Z. Jagdw. 18(2):76-95.

SPITTLER H. 1976: Witterungsfaktoren als Grundlage für Vorhersagen über die Entwicklung des Hasenbesatzes. S. 115-118 in: PIELOWSKI Z. & Z. PUCEK (Eds): Ecology and Management of European Hare Populations. Proceedings of an International Symposium held in Poznan on December 23-24, 1974.

SPITTLER H. 1981: Veränderungen im Niederwildbesatz unter dem Aspekt der Flurbereinigung. Niedersächsischer Jäger 21:1073-1077.

SPITTLER H. 1987: Zur Ursache des sprunghaften Streckenrückganges beim Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) in den Jahren 1978 und 1979. Z. Jagdwiss. 33(3):175-184.

SPITTLER H. 1992: Armer Bussard = armes Rebhuhn. Niedersächsischer Jäger 37(3):120-122.

SPITZNAGEL A. 2007: Why Dippers duip - on the adaptive significance of fitness-signaling and predator pursuit deterring movements in bird. Zool. Anz. 235:89-99.

STAHL P., VANDEL J., RUETTE S., COAT L. & L. BALESTRSA 2002: Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. J. Appl. Ecol. 39:204-216.

STEPHENS S., KOONS D., ROTELLA J. & D. WILLEY 2003: Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. Biol. Conserv. 115:101-110.

STIER N. 1997: Aktionsraumgröße, Tagesversteck und Habitatnutzung des Baummarders Martes martes in kleinflächigen Waldgebieten Mecklenburgs. Z. Säugetierk. 62:48-49.

STORAAS T. & P. WEGGE 1984: High nest losses in Capercaillie and Black Grouse in Norway. In: HUDSON PJ. & T. LOVEL (Eds): 3rd Int. Grouse Symp. 1984:481-498.

STORCH I. 1994: Habitat and survival of capercaillie nests and broods in the Bavarian Alps. Biol. Cons. 70:237-243.

STORCH I. 2001: Grouse. Status, survey and conservation action plan 2000- 2004. IUCN, Gland.

STORM G.L., ANDREWS R.D., PHILLIPS R.L., BISHOP R.A., SINIFF D.B. & J.R. TESTER 1976: Morphology, Reproduction, Dispersal, and Mortality of Midwest Red Fox Populations. Wildlife Monographs 49.

STÖRZER 1983: Zusammenhänge zwischen Tollwut und Niederwildstrecken. Siebenjährige statistische Erhebungen im Kreis Konstanz. Der Jäger in Baden-Württemberg 28(6):14-15.

STRANDGAARD H. 1980: Status of the European Hare in Denmark. Proc. Symp. Europ. Brown Hare, C.I.C.. Rome.

STREICH W., LITZBARSKI H., EISENBERG A. & T. LANGGEMACH 2000: Great Bustard - no future in Germany? A population viability analysis. Advances in Ethology 35. 3. Int. Sympos. Physiol. Ethol. Wild and Zoo Animals, 153, Berlin.

STUART CH. & T. STUART 1991: The feral cat problem in southern Africa. Time to stop pussyfooting? African Wildlife 45(1):13-15.

STUBBE CH. 2008: Der Wolf in Russland - historische Entwicklung und Probleme. Beitr. Jagd- u. Wildf. 33:325-364.

STUBBE M. 1968: Zur Populationsbiologie der Martes- Arten. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 6:195-203.

STUBBE M. 1988: Die expansive Arealerweiterung des Mink *Mustela vison* (Schreber 1777) in der DDR in den Jahren 1975 bis 1984. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 15:75-90.

STUBBE M. 1989: Populationsökologie marderartiger Säugetiere. Wiss. Beitr. Univ. Halle.

STUBBE M. 1990: Der Status des Waschbären *Procyon lotor* (L.) in der DDR (1975 bis 1984). Beitr. Jagd- und Wildforsch. 17:180-192.

STUBBE M. 1993: Monitoring Fischotter - Grundlagen zum überregionalen Management einer bedrohten Säugetierart in Deutschland. Tiere im Konflikt 1:3-10.

STUBBE M. & V. BÖHNING 2009: Neubürger und Heimkehrer in der Wirbeltierfauna. Gesellsch. Wildtier- und Jagdforsch., Halle.

STUBBE M. & A. STUBBE 1997: Das Mauswiesel (*Mustela nivalis*) bejagt oder geschützt? Seine Stellung im Ökosystem und im Gesetz. Jagd- u. Wildforsch. 22:257-262.

STUBBE M. & A. STUBBE 2006: Populationsökologie von Greifvögeln und Eulenarten. Martin Luther Univ., Halle.

SÜDBECK P., BAUER H.-G., BOSCHERT M., BOYE P. & W. KNIEF 2008 (Nationales Gremium Rote Liste Vögel): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands: 4. Fassung, 30. November 2007 (fehlerkorrigierter Text vom 6.11.2008, www.dda-web.de) Ber. Vogelschutz 44(2007):23-81.

SUKOPP H. & R. WITTIG 1993: Stadtökologie. Fischer Verl., Stuttgart.

SUNDE P. 1996: Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. Ecography 23:291-298.

SUNDE P., OVERSKAUG K. & T. KVAM 1999: Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? Ecography 22(5):521-523.

SUNDELL J., NORRDAHL K., KORPÄKI E. & I. HANSKI 2000: Functional rsponse of the least weasel, *Mustela nivalis nivalis*. Oikos 90:501-508.

SWITALSKI T. 2003: Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. Can. J. Zool. 81:985-993.

TABERLET P., SWENSON J., SANDEGREN F. & A. BJÄRVALL 1995: Localization of a contact zone between two highly divergent mitochondrial DNA lineages of the brown bear *Ursus arctos* in Scandinavia. Conservation Biology 9(5):1255-1261.

TACKMANN K., GORETZKI J., SUTOR A., SCHWARZ S. & F.J. CONRATHS 2005: Der Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) als neuer Endwirt für *Echinococcus multiocularis* in Ostdeutschland - erste ergebnisse einer studie in Brandenburg. Beitr. Jagd- und Wildforschung 30:323-330.

TAPPER S. 1990: Lowland Predation and Mammals. The Game Conservancy Review of 1989:34-41.

TAPPER S., POTTS G. & M. BROCKLESS 1996: The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of the grey partridge *Perdix perdix*. J. Appl. Ecol. 33:965-978.

TAPPER S.C., GREEN R.E. & R.W. RANDS 1982: Effects of Mammalian Predators on Partridge Populations. Mammal Rev. 12(4):159-167.

TEMPLE S. 1987: Do predators always capture substandard individuals disproportionately from prey populations? Ecology 68(3):669-674.

TERHUNE T., SISSON D., STRIBLING H. & J. CARROLL 2006: Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. Eur. J. Wildl. Res. 52:109-118.

THENIUS E. 1972: Grundzüge der Verbreitungsgeschichte der Säugetiere. Fischer Verl., Stuttgart.

THYEN S. 1997: Habitatwahl und Schlupferfolg des Rotschenkels (*Tringa totanus*) in landwirtschaftlich genutzten Salzrasen der niedersächsischen Küste. Vogelwarte 39:117-130.

THYEN S., BÜTTGER H. & K.-M. EXO 2005: Nistplatzwahl von Rotschenkeln *Tringa totanus* im Wattenmeer: Konsequenzen für reproduktion, Prädation und Salzrasen-Management. Vogelwelt 126:365-369.

TOMIALOJC 1978: The influence of predators on breeding woodpigeons on London parks. Bird Study 25:2-10.

TOMIALOJC 1980: The impact of predation on urban and rural woodpigeon (*Columba palumbus*) populations. Pol. Ecol. Stud. 5:141-220.

TRAUTNER J., LAMPRECHT H. & J. MAYER 2006: Europäische Vogelarten in Deutschland - ihr Schutz in Planungs- uns Zulassungsvorhaben sowie ihre Berücksichtigung im neuen Umweltschadensgesetz. Ber. Vogelschutz 43:49-67.

TREVES A. & K. KARANTH 2003: Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. Conserv. Biol. 17:1491-1499.

TRIERWEILER C. & K.-M. EXO 2009: Zugstrategieen und Schutz nordwesteuropäischer Wiesenweihen *Circus pygargus* durch Satellitentelemetrie. Inst. Vogelforsch. “Vogelwarte Helgoland”.

TROSTEL K., SINCLAIR A.R.E., WALTERS C.J. & C.J. KREBS 1987: Can predation cause the 10-year hare cycle? Oecologia 74:185-192.

TÜLLINGHOFF R. 2002: Angaben zum Schlupf- und Bruterfolg des Großen Brachvogels in der unterschiedlich genutzten Kulturlandschaft. In: Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland, 103-112.

UNGER C. & S. KLAUS 2005: Schutz und Nutzung der Rauhfußhühner in Europa. Beitr. Jagd- u. Wildf. 30:131-140.

UTTENDÖRFER O. 1952: Neuere Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Ulmer Verl., Stuttgart.

VALKAMA J., CURRIE D. & E. KORPIMÄKI 1999: Differences in the intensity of nest predation in the curlew *Numenius arquata*: a consequence of land use and predator densities? Ecoscience 6:497-504.

VALKAMA J., KORRPIMÄKI E., ARROYO B., BEJA P., BRETAGNOLLE V., BRO E., KENWARD R., MANOSA S., REDPATH S., THIRGOOD S. & J. VINUELA 2005: Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: e review. Biol. Reviews 80:171-203.

VALLE R. & F. SCARTON 1999: The presence of conspicuous associates protects nesting Redshank *Tringa totanus* from aerial predators. Ornis Fennica 76:145-148.

VALTIER C. von 2006: Die Zunahme des Anteils der Baumbruten beim Uhu *Bubo bubo* in Schleswig-Holstein. Fakten und Bewertungen. Populationsökologie Greifvögel und Eulenarten 5:503-512.

VAMOSI S. 2005: On the role of enemies in divergence and diversification of prey: a review and synthesis. Can. J. Zool. 83:894-910.

VAN DER SANT D. 2001: Bestandssituation und Ausbreitungstendenz des Amerikanischen Nerzes (*Mustela vison* Schreber 1777) in Nordbayern. Beitr. Jagd- und Wildforschung 26:229-234.

VILLAFUERTE R., LAZO A. & S. MORENO 1997: Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Donana National Park (SW Spain). Rev. Ecol. 52:345-356.

VIRGOS E. & A. TRAVAINI 2005: Relationship between small-game hunting and carnivore diversity in Central Spain. Biodivers. Conserv. 14:3475-3486.

WADEWITZ M. 1999: Bestandsentwicklung und Reproduktion einer Population des Uhus (*Bubo bubo*) am Harz. Jahresb. Monitoring Greifvögel u. Eulen Europas 9:115-122.

WAGNER K. & M. CONOVER 1999: Effect of preventive coyote hunting on sheep losses to coyote predation. J. Wildl. Manag. 63:606-612,

WAHL J., BLEW J., GARTHE S., GÜNTHER K., MOOIJ J. & C. SUDFELD 2003: Überwinternde Wasser- und Watvögel in Deutschland: Bestandsgrößen und Trends ausgewählter Vogelarten für den Zeitraum 1990-2000. Ber. Z. Vogelschutz 40:91-103.

WAKELEY J. 1978: Factors affecting the use of hunting sites by ferruginous hawk. Condor 80:316-326.

WALTON K. 1976: The reproductive cycle in the male polecat *Putorius putorius* in Britain. J. Zool. 180:498-503.

WATSON M., AEBISCHER N., POTTS G. & J. EWALD 2007: The relative effects of raptor predation and shooting on overwinter mortality of grey partridges in the United Kingdom. J. Appl. Ecol. 44:972-982.

WEBER D. 1989: The ecological significance of resting sites and the seasonal habitat change in polecat (*Mustela putorius*). J. Zool. 217:629-638.

WEBER J. & M. WEISSBRODT 1999: Feeding habits of the Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains determined by faecal analysis. Acta Theriol. 44:333-336.

WEGGE P. & L. KASTDALEN 2007: Pattern and causes of natural mortality of capercaillie, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. Ann. Zool. Fenn. 44:141-151.

WEGGE P. & L. KASTDALEN 2008: Habitat and diet of youg grouse broods: resource portioning between capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. J. Ornith. 149:237-244.

WEIDINGER K. 2006: Validating the use of temperature data loggers to measure survival of songbird nests. J. Field Ornith. 77:357-364.

WHITTINGHAM M. & K. EVANS 2004: The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. Ibis (Suppl. 2):20-220.

W.I.L.D. = Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands 2002-2011: Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (Jahresberichte 2001-2010, www.jagd-online.de). DJV, Bonn.

WINTER M., STUBBE M. & D. HEIDECKE 2005: Zur Ökologie des Waschbären (*Procyon lotor* L. 1758) in Sachsen-Anhalt. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 30:303-322.

WISSEL C. & S. ZASCHKE 1992: Ein Modell zu Überlebenschancen von Kleinpopulationen. Verhandl. Ges. Ökol. 22:469-474.

WITT K. 1989: Haben Elstern (*Pica pica*) einen Einfluss auf die Kleinvogelwelt einer Großstadt? Vogelwelt 110:142-150.

WITT K. 1997: On the abundance of Magpie *Pica pica* during breeding and winter season in Berlin. Acta Ornith. 32:1121-1126.

WITT K., BAUER H.-G., BERTHOLD P., BOYE P., HÜPPOP O. & W. KNIEF 1998: Rote Liste der Brutvögel (Aves). Schriftenr. Landschaftspfl Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz.

WITTENBERG J. 1968: Freilanduntersuchungen zur Brutbiologie und Verhalten von Rabenkrähen (*Corvus corone*). Zool. Jb. Syst. 95:16-46.

WITTENBERG J. 1988: Langfristige Entwicklung einer Population der Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) bei Braunschweig, ihre Zusammensetzung und ihr Einfluss auf andere Arten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 53:211-223.

WÖLFL M. 2004: Das Luchsprojekt des Naturparks Bayerischer Wald e.V. In: Naturschutz in Niederbayern 4:52-66.

WÖLFL M., BUFKA L., CERVENY J., KOUBEK P., HEURICH M., HABEL H., HUBER TH. & W. POOST 2001: Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republik, Germany and Austria. Acta Theriol. 46(2):181-194.

WOLOCH A. & N. ROZENKO 2007: Die Akklimatisierung des Marderhundes (*Nyctereutes procyonioides* Gray, 1834) in der Südukraine. Beitr. Jagd- und Wildforschung 32:409-422.

WOODS M., McDONALD A. & S. HARRIS 2003: Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. Mammal Rev. 33:174-188.

WOOSTER D. 1994: Predator impacts on stream benthic prey. Oecologia 9:1-15.

WÜRFELS M. 1994: Siedlungsdichte und Beziehungsgefüge von Elster, Rabenkrähe und Habicht 1992 im Stadtgebiet von Köln. Charadrius 30:94-103.

WYWIALOWSKI A.P. 1987: Habitat structure and predators: choices and consequences for rodent habitat specialists and generalists. Oecologia 72:39-45.

YAHNER R. & C. DELONG 1992: Avian predation and parasitism an artificial nests and eggs in two fragmented landscapes. Wilson Bull. 104:162-168.

YAMAGUCHI N. & D. MACDONALD 2003: Habitat preference of feral American mink in the upper Thames. J. Mammal. 84(4):1356-1373.

YASAN Y.P. 1962: Is the marten responsible for a diminishing in squirrel populations? Zool. Z. 41:633-635, Moskau.

ZABALA J. & I. ZUBEROGOITIA 2003: Habitat use of male European mink (*Mustela lutreola*) during the activity period in south western Europe. Z. Jagdwiss. 49:77-81.

ZABALA J., ZUBEROGOITA I. & J. MARTINEZ-CLIMENT 2005: Site and landscape ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area: a multiscale approach. Eur. J. Wildl. R. 51:157-162.

ZACHARIAE G., ELSTRODT W. & I. HUCHT-GIORGIA 1987: Aktionsräume und Verteilung erwachsener Luchse, *Lynx lynx* L., im hinteren Bayerischen Wald. Z. Säugetierk. 52(1):9-20.

ZALEWSKI A., JEDRZEJEWSKI W. & B. JEDRZEJEWSKI 1995: Pine marten home ranges and predation on vertebrates in a deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). Ann. Zool. Fennici 32:131-144.

ZANG H. 1997: Der Brutbestand von Rabenkrähe *Corvus c. corone* und Elster *Pica pica* 1996 in sechs Städten Niedersachsens. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29:135-139.

ZEDROSSER A., STOEN O.-G. & J. SWENSON 2007: Is the Brown bear really a non-social, non-territorial species? Hystrix, Italian J. Mammalogy, Suppl. 355.

ZEVELOFF S. 2002: Raccoons. A natural history. Smitsonian Inst. Press, Washington.

ZIELINSKI W.J. 2000: Weasels and marten - carnivores in northern latitudes. Activity pattern in small mammals. Ecol. Studies, Springer Verl., Berlin.

ZIMEN E. (Ed.) 1980: The Red Fox. Symposium on Behavior and Ecology. Biogeographica 18. The Hague.

ZIMEN E. 1984: Long range movements of the red fox, *Vulpes vulpes* L.. Acta Zool. Fennica 171:267-270.

ZINKE O. 1996: Gefährdung des Fischotters. Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen, S. 53-67, Radebeul.

ZINN H., MANFREDO M., VASKE J. & K. WITTMANN 1998: Using normative beliefs to determine the acceptability of wildlife management actions. Soc. Nat. Resour. 11:649-662.

Volker Guthörl, geboren 1960 in Saarbrücken. Studium der Geographie und Biologie an der Universität des Saarlandes. Diplomarbeit zum Raum-Zeit-Verhalten des Rehwildes, Inauguraldissertation über Wildverbiss in Waldökosystemen. Wissenschaftliche Forschung und Lehre: Universität des Saarlandes, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, European Wildlife Research Institute, European University of Applied Science and Postgraduate Studies, Etosha Ecological Institute Namibia, Transvaal Museum, University of Pretoria, University of Zimbabwe. Publikationen in den Fachrichtungen Biogeographie, Ökotoxikologie, Wildökologie, Jagdwissenschaft, Naturtourismus und nachhaltige Entwicklung. Habilitationsschrift über Wildhaltung als Landnutzungsform in Afrika. Beratung, Gutachten, Organisations- und Personalentwicklung für private, nationale und internationale Institutionen: BASF, Bayer, Hoechst, Gesellschaft Deutscher Chemiker, Game Conservancy Deutschland, Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Scientific Environmental Monitoring Group der EU, Namibia Ministry of Environment and Tourism, Canyon Nature Park Namibia, Zimbabwe Parks and Wildlife Management Authority. Mitgründer des Wildlife-Expertennetzwerkes Wildland Weltweit. Ergänzend zur angewandten Biogeographie: naturnahe Tätigkeiten als Wildparkmanager, Berufsjäger, Safari- und Reiseleiter, Buschpilot, Wildland-Lodgebetreiber, Jagdhundeführer, Imker. Emigration aus dem ökosozialisierten Deutschland im Jahre 1997. Der Autor lebt mit seiner Familie in Südafrika und Frankreich.

Wildland Weltweit - ***The Wildlife People***

Les éditions - Wildland Weltweit - Verlag
25 rue Principale, F-57720 Rolbing, France
50 Krige Laan, Irene 0062, South Africa
baas@wildland.org.za

www.wildland.org.za
www.wildlandweltweit.de

ISBN 978-2-9526155-7-0
EAN 9782952615570