

Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands



Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland

- Jahresbericht 2008 -

Institut für Biogeographie

Universität Trier

Am Wissenschaftspark 25-27

54296 Trier

Institut für Wildtierforschung

an der Stiftung

Tierärztliche Hochschule Hannover

Bischofsholer Damm 15

30173 Hannover

Forschungsstelle für Wildökologie

und Jagdwirtschaft

Landeskompetenzzentrum

Forst Eberswalde (LFE)

Alfred-Nobel-Straße 1, Haus 26

16225 Eberswalde



eine Initiative des Deutschen Jagdschutz-Verbandes e.V.



Zitiervorschlag:

GRAUER, A., GREISER, G., KEULING, O., KLEIN, R., STRAUß, E., WENZELIDES, L. & WINTER, A. (2008):
Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten
in Deutschland, Jahresbericht 2008. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.

ISSN 1863 - 7582

IMPRESSUM:

© Juli 2009

Herausgeber:

Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.

Johannes-Henry-Straße 26

53113 Bonn

Tel. 02 28 - 9 49 06 - 0

Fax 02 28 - 9 49 06 - 30

djv@jagdschutzverband.de

www.jagdnetz.de

www.jagd-online.de

Druck:

LV Druck, Münster

Fotos:

S. 10, 11 Siegel
S. 17 DJV
S. 21 Friedmann
S. 23 Müller
S. 27 DJV
S. 55 DJV
S. 57 DJV
S. 76 Rossner
S. 77, 78 Rolfes

Danksagung

Ein bundesweit agierendes Projekt wie das „Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands“ kann nur durch das Engagement und die Unterstützung zahlreicher Mitarbeiter an den unterschiedlichen Stellen erfolgreich durchgeführt werden. Ihnen allen sei hier für die gute Zusammenarbeit ganz herzlich gedankt.

Insbesondere bedanken sich die Mitarbeiter der WILD-Zentren beim Deutschen Jagdschutz-Verband e.V. und den Landesjagdverbänden für den geleisteten Organisationsaufwand. Hier sind vor allem die Länderbetreuer in den einzelnen Bundesländern zu nennen, welche die Arbeiten vor Ort koordinieren und die unverzichtbaren Kontakte zu den Referenzgebietsbetreuern aufbauen und aufrechterhalten. Hierfür danken wir besonders:

Dr. Manfred Pegel, Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg

Haro Tempelmann, Landesjägerschaft Bremen e.V.

Günter Schäfers und Markus Willen, Landesjagdverband Hamburg e.V.

Rolf Becker, Landesjagdverband Hessen e.V.

Rainer Pirzkall, Landesjagdverband Mecklenburg-Vorpommern e.V.

Dr. Hugo Schlepper, Landesjagdverband Nordrhein-Westfalen e.V.

Dr. Jürgen Hugo Eylert, Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung NRW

Frank Voigtländer, Landesjagdverband Rheinland-Pfalz e.V.

Dr. Daniel Hoffmann, Vereinigung der Jäger des Saarlandes

Falk Ende, Landesjagdverband Sachsen e.V.

Oliver Thärig, Landesjagdverband Sachsen-Anhalt e.V.

Im Dezember 2008 ist Dr. Heike Nösel nach schwerer Krankheit verstorben. Als langjährige Mitarbeiterin im WILD-Zentrum Eberswalde und als Länderbetreuerin in Thüringen hat sie sich beim Aufbau des Projektes WILD von Beginn an besondere Verdienste erworben. Sie hat die Umsetzung des Projektes in den ostdeutschen Bundesländern maßgeblich initiiert und koordiniert. Heike, wir werden Dich immer in Erinnerung behalten!

Im Besonderen haben wir den Referenzgebietsbetreuern, Jägern und allen weiteren Mitarbeitern zu danken, welche die konkreten Erhebungen vor Ort mit einem erheblichen Zeitaufwand und dem Einsatz privater Mittel durchführen und damit ganz wesentlich am Erfolg des Projekts beteiligt sind.

Kontaktadressen der Mitarbeiter im Projekt WILD

DJV	Mitarbeiter	e-mail	Telefon
Deutscher Jagdschutz-Verband e. V. Johannes-Henry-Str. 26 53113 Bonn	Dr. A. Winter	a.winter@jagdschutzverband.de	0228 / 94906-31

WILD-Zentrum	Mitarbeiter	e-mail	Telefon
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft Alfred-Nobel-Straße 1, Haus 26 16225 Eberswalde	Prof. Dr. K. Höppner G. Greiser	klaus.hoepfner@lfe-e.brandenburg.de grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 59-3602 03334 / 59-3640
Institut für Biogeographie Universität Trier Wissenschaftspark Trier-Petrisberg 54286 Trier	Prof. Dr. R. Klein L. Wenzelides Dr. M. Bartel-Steinbach	kleinr@uni-trier.de wenzelides@uni-trier.de bartel@uni-trier.de	0651 / 201-4695 0651 / 201-4902 0651 / 201-4694
Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover Bischofsholer Damm 15 30173 Hannover	Dr. E. Strauß O. Keuling	egbert.strauss@tiho-hannover.de oliver.keuling@tiho-hannover.de	0511 / 856-7620 0511 / 856-7396

Bundesland	Länderbetreuer	e-mail	Telefon
Baden-Württemberg	Dr. M. Pegel	manfred.pegel@lvvg.bwl.de	07525 / 942341
Bayern	P. Schungel	peter.schungel@jagd-bayern.de	089 / 99023416
Berlin	G. Greiser	grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 59-3640
Brandenburg	G. Greiser	grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 59-3640
Bremen	H. Tempelmann	tempelmann@t-online.de	0428 / 2592849
Hamburg	M. Willen	mwi@ljev-hamburg.de	040 / 447712
Hessen	R. Becker	rolfw.becker@ljev-hessen.de	06032 / 936116
Mecklenburg-Vorpommern	R. Pirzkall	info@ljev-mecklenburg-vorpommern.de	03871 / 631216
Niedersachsen	Dr. E. Strauß	egbert.strauss@tiho-hannover.de	0511 / 8567620
Nordrhein-Westfalen	Dr. H. Schlepper	hschlepper@ljev-nrw.org	0231 / 2868600
Rheinland-Pfalz	F. Voigtländer	f.voigtlaender@ljev-rlp.de	06727 / 894419
Saarland	Dr. D. Hoffmann	daniel.hoffmann@bnl-petry-hoffmann.de	06824 / 7090940
Sachsen	F. Ende	ljev-sachsen@t-online.de	0351 / 4017171
Sachsen-Anhalt	O. Thärig	ljev.sachsen-anhalt@t-online.de	039205 / 417570
Schleswig-Holstein	Dr. D. Hoffmann	daniel.hoffmann@bnl-petry-hoffmann.de	04347 / 710729
Thüringen	M. Neumann	matthias.neumann@vti.bund.de	03334 / 65308

Abstract

The German Wildlife Information System ("WILD": Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands) is the first monitoring program assessing populations of game species throughout Germany. On behalf of the German hunting association (Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.) the project was installed as a **permanent integral part of environmental assessment** to aim at the development of strategies for conservation and sustainable use of animal populations. The assessment of population densities and developments serves as a base for further research and for the decision making in German hunting and conservation policy. Again this year WILD has been complemented by the Monitoring Program "Raptors and owls in Europe", supported by the German hunting association (DJV).

Data in WILD are collected by counting game species in so-called reference areas. Data collection also includes factors influencing the animal densities like land use, hunting intensity and hunting bag.

In 2008, spotlight census in more than 550 reference areas resulted in population densities of **European Hare** ranging from less than one to 139 hares/100 hectares in spring and from none to 168 hares/100 hectares in autumn. Generally lower values are encountered in the eastern states of Germany in comparison to the western states. The "net growth rates" (difference between autumn and spring densities) was 0% (Median) after a record high last year. Average litter size of **Red Fox** was 4.3 litter/fox family. Average density in spring was 0.9 fox/100 hectares and 2.4 fox/100 hectares in autumn. Significant differences are evident between the different biogeographic regions of Germany. The **Badger** occurs in average densities of minimum 0.2 badger/100 hectares hunting ground area in spring and 0.5 badger/100 hectares hunting ground area in summer. Litter size was on average 3 litter/badger family. **Carrion and Hooded Crows** were counted in spring 2007 and average densities ranging from 0.4 to 3.1 pairs/100 hectares were registered in hunting grounds. An average density of 1.2 pairs/

100 hectares for all regarded German states has been calculated. The assessment of **Partridge** pairs revealed a stable population density and remains at a low level between 0 and 2 pairs/100 hectares open pasture.

Zusammenfassung

Mit dem Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) wurde erstmals ein bundesweites Monitoring-Programm zur großflächigen Populationserfassung bejagbarer Wildtiere installiert. Der Deutsche Jagdschutz-Verband gab das Projekt als **dauerhaften Baustein der ökologischen Umweltbeobachtung** mit dem Ziel in Auftrag, Strategien für Schutz und nachhaltige Nutzung von Tierpopulationen zu entwickeln. Die Erfassung von Populationsdichten und -entwicklungen dient als Basis für weitere Forschung und als Argumentationsbasis für jagdpolitische und naturschutzrelevante Entscheidungen in Deutschland. Die Daten des Monitoringprogramms „Greifvögel und Eulen Europas“ fließen durch Unterstützung des DJV mit in WILD ein und ergänzen es um einen weiteren Baustein.

Die Datenerhebung in WILD basiert zum einen auf Wildtierzählungen in ausgewählten **Referenzgebieten (RG)**, zum anderen auf Bestandseinschätzungen in möglichst vielen Jagdbezirken Deutschlands. In dem langfristig angelegten Projekt werden auch Faktoren, die Einfluss auf die Dichte der untersuchten Tierarten nehmen können (z.B. Flächennutzung, Jagdintensität, differenzierte Jagdstrecken), erhoben.

Feldhase

Seit Herbst 2001 erfolgt in den RG des WILD jährlich die Erfassung des Feldhasen jeweils im Frühjahr und Herbst mittels Scheinwerfertaxation (DJV 2003).

In die Berechnung der Feldhasenbesätze des Jahres 2008 flossen Daten aus 552 RG (Frühjahr) bzw. 518 RG (Herbst) aus 14 Bundesländern ein.

Die Berechnungen der Nettozuwachsrate beziehen sich auf 477 RG, die sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst an der Zählung beteiligten. Die Entwicklungen der Frühjahrsbesätze 2003 - 2008 werden durch drei Auswertungen dargestellt, die jeweils eine unterschiedliche Datenbasis nutzen.

Die mittleren **Frühjahrsbesätze** des Feldhasen schwanken in den westdeutschen Bundesländern zwischen 12 und 46 Hasen/100 ha (Median) und in den östlichen Bundesländern zwischen 3 und 6 Hasen/100 ha (Median). Die mittleren **Herbstbesätze** variieren zwischen 11 und 60 (Westdeutschland) bzw. zwischen 3 und 9 Hasen/100 ha (Ostdeutschland). Die Spannweiten reichen von 0 - 139 Hasen/100 ha (Frühjahr) bzw. 168 Hasen/100 ha (Herbst).

Im Jahr 2008 liegen die durchschnittlichen **Nettozuwachsrate** der Feldhasenpopulationen in Deutschland **bei 0 % (Median)**. Die höchsten Raten sind in Sachsen (14 %), Nordrhein-Westfalen (11 %) und Mecklenburg-Vorpommern (7 %) zu verzeichnen. Nachdem in 2007 die Zuwachsrate extrem hoch und in 2008 äußerst gering war, ist der langfristige Trend seit 2002 gleichgeblieben.

Die **Frühjahrsdichte** des Feldhasen in Deutschland nahm auf Basis aller teilnehmenden RG zwischen 2002 und 2008 von 8 auf 15 Hasen/100 ha (Median) zu.

Fuchs

Im Rahmen von WILD erfolgte im Jahr 2008 zum sechsten Mal die bundesweit einheitliche Erfassung der Fuchsbesätze. In dem vorliegenden Jahresbericht konnten Daten aus insgesamt **221 Jagdbezirken** mit einer Gesamtfläche von fast **179.000 ha** ausgewertet werden.

Mit einem Mittelwert aller Jagdbezirke von annähernd **0,3 Gehecken/100 ha** erreichte die **Geheckdichte** bundesweit einen Wert, der dem Niveau der Vorjahre entspricht. In den einzelnen Bundesländern variieren die Geheckdichten, die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. In den betrachteten Großlandschaften zeichnet sich das NW-Tiefland

durch vergleichsweise geringe Geheckdichten aus, während das W-Mittelgebirge regelmäßig hohe Geheckdichten aufweist.

Der aus den Geheckdichten abgeleitete **Frühjahrsbesatz** betrug **0,9 Füchse/100 ha** (Median), die mittlere potentielle Sommerdichte 2,4 Füchse/100 ha.

Auch die **durchschnittliche Wurfgröße** lag im Jahr 2008 mit **4,3 Welpen/Geheck** auf dem Niveau des langjährigen Mittels. Zwischen den einzelnen Großlandschaften treten dabei Unterschiede auf. Im O-Mittelgebirge und NW-Tiefland waren die Gehecke durchschnittlich am größten.

Die Bejagung des Fuchses erfolgt in den RG mit im Mittel 2,2 erlegten Füchsen/100 ha im Jagdjahr 2007/08 intensiv und liegt damit deutlich über dem jährlichen Zuwachs 2007 (1,7 Füchse/100 ha).

Dachs

Die Bau- und Geheckkartierung des Dachses wird parallel zur Fuchserfassung in denselben RG durchgeführt.

In 92 % der erhobenen Jagdbezirke kam der Dachs im Jahr 2008 vor. Die **Geheckdichte** beträgt **0,1 Gehecke/100 ha** (Median). Die signifikant geringsten Geheckdichten waren in den RG von Nordrhein-Westfalen nachweisbar. Über den Erfassungszeitraum von 2003 - 2008 sind die ermittelten Geheckdichten nahezu unverändert geblieben.

Basierend auf der Bau- und Geheckkartierung wurde über alle Jagdbezirke ein **Mindest-Frühjahrsbesatz** von **0,2 Dachsen/100 ha** (Median) ermittelt. Bei Annahme einer Wurfgröße von 3 Welpen/Geheck ergibt sich ein mittlerer potentieller Sommerbesatz von 0,5 Dachsen/100 ha. Die tatsächlich ermittelte **Wurfgröße** betrug 2008 wie in den Vorjahren durchschnittlich **3 Welpen/Geheck**.

Die Strecke liegt im Jagdjahr 2007/08 mit durchschnittlich 0,2 Dachsen/100 ha wieder über dem gesamtdeutschen Mittel, allerdings unter dem jährlichen Zuwachs 2007 (0,5 Dachse/100 ha).

Aaskrähe

Die Kartierungen der Aaskrahenpopulation wurden auf rund 181.000 ha in 215 Jagdbezirken (8 Bundesländer) durchgeführt. Sie ermöglichen eine Darstellung der aktuellen **Bestandssituation und Entwicklung** der Aaskrähe anhand der **Paardichten**, die sich aus den Brutpaar- sowie den Revierpaardichten zusammensetzen.

Die **Paardichten** liegen in den Bundesländern im Frühjahr 2008 zwischen **0,4 und 3,1 Paaren/100 ha (Median)** und bewegen sich im bundesweiten Durchschnitt bei **1,2 (Median) bzw. 1,8 (arith. Mittel) Paaren/100 ha**. Hohe Besätze von mehr als 3 Paaren/100 ha wurden in 16 % der beteiligten Jagdbezirke festgestellt; in 9 % der Jagdbezirke konnten hingegen keine reproduzierenden Aaskrahenpaare beobachtet werden.

Im Vergleich zu den Vorjahren (2003 - 2006) bleibt die **Paardichte** auf Bundesebene wie auch auf Ebene der Großlandschaften stabil.

Rebhuhn

Das Rebhuhn kommt als Brutvogel **mit Ausnahme von Berlin in allen Bundesländern Deutschlands** vor. **Schwerpunkte des Vorkommens** finden sich im **südwestlichen Niedersachsen** und **westlichen Nordrhein-Westfalen**, d.h. in diesen beiden Ländern brüten etwa **2/3 des Rebhuhn-Gesamtestandes** der beteiligten Bundesländer. Nicht oder nur selten anzutreffen ist die Art im Alpenvorland und den meisten Mittelgebirgen sowie in den waldreichen Regionen und im gesamten Osten Deutschlands. **Die Paardichten** sind in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich und schwanken im Frühjahr 2008 im arithmetischen Mittel **zwischen keinem und 2 Paar/100 ha Offenlandflache**. Dabei liegen die mittleren Besatzdichten in den ostdeutschen Bundesländern i.d.R. niedriger als im Westen.

In Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen sind die Besätze in den vergangenen Jahren auf niedrigem Niveau im Wesentlichen stabil geblieben. In Bremen schwanken die ermittelten Paarbesätze auf Grund einer sehr unterschiedlichen Beteiligung ohne gerichteten Trend sehr stark.

Jagdstrecken

Für eine Reihe von jagdbaren Wildarten sind nahezu keine Populationsdaten verfügbar, da es keine geeigneten oder praktikablen Methoden zur Populationsabschatzung gibt oder keine Monitoring-Programme existieren. Um die deutschlandweite Verbreitung der Arten dennoch zu dokumentieren, werden im vorliegenden Bericht Jagdstreckenstatistiken auf Kreisebene für **Rot-, Sika-, Muffel-, Dam- und Schwarzwild, Fasan, Marderhund, Waschbär**, sowie **Stein- und Baumarder** ausgewertet.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Methodik	2
3	Das Wetter vom Herbst 2007 bis zum Herbst 2008	2
4	Erfassung in Referenzgebieten	5
4.1	Feldhase	5
4.1.1	Datenmaterial	5
4.1.2	Frühjahrs- und Herbstbesatz 2008	5
4.1.3	Nettozuwachsrate 2008	6
4.1.4	Entwicklung der Feldhasenbesätze	7
4.2	Fuchs	12
4.2.1	Besatzentwicklung von 2003 - 2008	12
4.2.2	Reproduktion	13
4.2.3	Lage der Baue	13
4.2.4	Dichtermittlung anhand von Baukartierung und Scheinwerfertaxation	14
4.2.5	Jagdstrecken	15
4.3	Dachs	18
4.3.1	Besatzentwicklung von 2003 - 2008	18
4.3.2	Reproduktion	19
4.3.3	Lage der Baue	19
4.3.4	Jagdstrecke	20
4.4	Raben- und Nebelkrähe	22
4.4.1	Datenmaterial	22
4.4.2	Paarbesätze	22
5	Flächendeckende Einschätzung (FE)	25
5.1	Rebhuhn	25
5.1.1	Datenmaterial	25
5.1.2	Verbreitung	25
5.1.3	Brutpaarbesätze	25
5.1.4	Entwicklung	26
6	Jagdstrecken in WILD	29
6.1	Material und Methode	29
6.2	Erläuterungen zur Darstellung	30
6.3	Rotwild (Cervus elaphus)	31
6.4	Sikawild (Cervus nippon)	34
6.5	Muffelwild (Ovis ammon musimon)	34

6.6	Damwild (<i>Cervus dama</i>).....	36
6.7	Schwarzwild (<i>Sus scrofa</i>).....	38
6.8	Fasan (<i>Phasianus colchicus</i>).....	41
6.9	Marderhund (<i>Nyctereutes procyonoides</i>).....	44
6.10	Waschbär (<i>Procyon lotor</i>).....	44
6.11	Steinmarder (<i>Martes foina</i>).....	48
6.12	Baummarder (<i>Martes martes</i>).....	48
6.13	Gegenüberstellung der Daten aus der Flächendeckenden Einschätzung 2006 und der Jagdstreckenstatistik 2009.....	50
7	Monitoring Greifvögel und Eulen Europas.....	51
7.1	Einleitung.....	51
7.2	Methoden.....	51
7.2.1	Datenerhebung.....	51
7.2.2	Auswertung.....	51
7.2.3	Ergebnisse - Situation der Greifvögel und Eulen Deutschlands im Jahr 2007.....	51
8	Aktuelles.....	55
8.1	Siedlungsdichte und Gefährdungsstatus des Turmfalken in Deutschland - Ergebnisse der Kartierung 2007.....	55
8.2	Seeadler in Deutschland - vor 100 Jahren fast ausgerottet, inzwischen ein großer Gewinner.....	55
9	Literatur.....	60
10	Anhang.....	65

1 Einleitung

Jede Beurteilung von Tier- und Pflanzenpopulationen hängt von zuverlässigen Daten über ihre Vorkommen und Populationsdichten in unseren Ökosystemen ab. Deshalb werden im Rahmen des „Wildtier-Informationssystems der Länder Deutschlands“ (WILD) bundesweit zum einen langfristige Erfassungen von möglichst vielen Wildtierarten mit einheitlichen, standardisierten Methoden, zum anderen aber auch eine umfassende landschaftliche Charakterisierung der Untersuchungsgebiete sowie Erhebungen zu Bejagungsstrategien und zum Prädatorendruck durchgeführt. Damit sind nicht nur Aussagen zu Populationsdichten und -entwicklungen der Wildtierarten als Informationsbasis für die ökologische Umweltbeobachtung sowie für jagdpolitische und naturschutzrelevante Entscheidungen möglich, sondern es lassen sich auch Aussagen über deren Ursachen als Grundlage für die Entwicklung von Konzepten zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von Wildpopulationen ableiten.

In diesem Zusammenhang scheint es notwendig darauf hinzuweisen, dass eines der größten Probleme der Populationsökologie darin besteht, absolute Zahlen zu Wildtierbeständen über große Räume, wie beispielsweise Deutschland, zu erheben, da jede Methode, durch bestimmte Fehlerwahrscheinlichkeiten bedingt, eine Obergrenze der Erfassung von Individuen besitzt. Insofern werden immer nur **Mindestangaben** erhoben, welche je nach Methode mehr oder weniger deutlich unter den wahren Populationsdichten liegen. Deshalb kann auch WILD, wie jedes andere Arterfassungsprogramm, keine Angaben zu absoluten Populationsdichten liefern. Allerdings garantieren die bundesweit einheitlichen, standardisierten Verfahren, dass über Raum und Zeit vergleichbare Daten erhoben werden, die eine zuverlässige Aussage über die jeweiligen (Mindest-) Populationsdichten und ihre Entwicklungen zulassen.

Im Jahr 2008 umfasste das Arbeitsprogramm von WILD wie im Vorjahr die Erfassung der Feldhasenbesätze im Frühjahr und Herbst, die Ermittlung der Fuchs- und Dachsbesätze, die Kartierung der Aaskrähenpaare und die flächendeckende Erfassung der Rebhuhn-Brutpaare in einzelnen Bundesländern. In ausgewählten Gebieten und Bundesländern fanden zudem Flächennutzungskartierungen statt.

Im vorliegenden Jahresbericht sind die Ergebnisse der Erfassungen aus dem Jahr 2008 dargestellt. Karten, Diagramme und Tabellen veranschaulichen die gegenwärtige Besatzsituation in Deutschland. In einem neuen Kapitel wird die Verbreitung bestimmter jagdbarer Arten, für die es derzeit noch keine geeigneten oder praktikablen Methoden zur Populationsabschätzung gibt, anhand von Jagdstreckenstatistiken auf Kreisebene dargestellt. Daten des Monitoring-Programms „Greifvögel und Eulen Europas“ fließen durch Unterstützung des DJV seit Jahren mit in WILD ein und ergänzen es um einen weiteren Baustein. Der Turmfalke war 2007 „Vogel des Jahres“ und daher werden im Kapitel 8 die Ergebnisse der gemeinsamen Kartierung von NABU, Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) und DJV vorgestellt. In Ergänzung zu den Auswertungen des Greifvogelmonitorings wird die erfreuliche Entwicklung der Seeadlerpopulation in Deutschland in einem separaten Bericht ausführlicher behandelt.

Die umfassenden Zähl- und Kartierergebnisse bzw. Einschätzungen sind der Arbeit zahlreicher Jäger und anderer Experten zu verdanken, die durch ihr Engagement und ihre Einsatzbereitschaft die Durchführung des Projektes ermöglichen. Ziel für die nächsten Jahre wird es sein, den bestehenden Kreis der beteiligten Mitarbeiter zu erhalten und in ausgewählten Bereichen zu erweitern.

Alle bisherigen Ergebnisse von WILD sowie weitere Informationen über das Projekt sind im Internet auf der DJV-Homepage unter www.jagdnetz.de in der Rubrik „WILD“ abrufbar.

2 Methodik

Das Projekt **Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands** beruht auf zwei methodisch unterschiedlichen Ansätzen, um das Vorkommen, die Populationsgröße und die Besatzentwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland zu erfassen. Zum einen wird in den **Referenzgebieten (RG)** eine möglichst genaue Erfassung der Populationsdichten angestrebt. Die dabei angewandten standardisierten Methoden tragen zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse und einer hohen Datenqualität bei, sie sind auf Grund des hohen Personal- und Zeitaufwandes jedoch nicht flächendeckend praktikabel. Deshalb wird ergänzend hierzu die **Flächen-deckende Einschätzung (FE)** mit Hilfe von Fragebögen eingesetzt. Dadurch wird eine hohe Flächenabdeckung erreicht und somit ein guter Überblick von der Verbreitung und dem Status der einzelnen Arten innerhalb Deutschlands gewonnen.

Um die Ergebnisse der Auswertungen deutschlandweit vergleichen zu können, werden Großlandschaften betrachtet (Abb. 1), deren Zuschnitt sich an den Biotoptypen- und Nutzungskartierungen des BfN (BfN 2004) anlehnt.

Die Methoden, die im Rahmen von WILD angewandt werden, sind ausführlich im Projekthandbuch (DJV 2003) und im Jahresbericht 2007 (GRAUER et al. 2008) erläutert.

3 Das Wetter vom Herbst 2007 bis zum Herbst 2008

Das Wetter hat entscheidenden Einfluss auf Reproduktion und Mortalität und damit den Besatz von Wildtieren. Deshalb soll an dieser Stelle über das Wetter vom Herbst 2007 bis zum Herbst 2008 berichtet werden. Die Angaben stammen aus Pressemitteilungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und der Datenbank der monatlichen Wetterbe-

schreibung auf der Internetseite des DWD (www.dwd.de).

Nach dem sehr warmen „Jahrhundertherbst“ 2006 kehrten mit dem **Herbst 2007** wieder durchschnittliche Werte in diese Jahreszeit ein. Die deutschlandweiten Temperaturen sowie die Sonnenscheindauer lagen etwas unter dem langjährigen Mittelwert, wobei es mit 195 l/m^2 insgesamt 7 % feuchter war als im langjährigen Mittel. Im September und Anfang Oktober gab es vereinzelt noch einige Sommertage mit Temperaturen über 25°C . Ab Mitte November brach dann überall in Deutschland der Winter ein. Am 16. und 17. November konnten im Alpenvorland bereits Minimumtemperaturen von bis zu -15°C gemessen werden. Im Norden war es insgesamt wärmer als im Süden, wobei es in Bayern mit durchschnittlich $6,9^\circ\text{C}$ am kältesten war. Die Niederschläge im Herbst 2007 verteilten sich sehr unregelmäßig über das Land. Während in Niedersachsen und in Nordrhein-Westfalen sehr hohe Niederschlagsmengen von 235 l/m^2 bzw. 233 l/m^2 gemessen wurden, war der Herbst im Saarland mit nur etwas mehr als 50 % des Niederschlagsolls (130 l/m^2) sehr trocken. Auf ganz Deutschland bezogen war der September 2007 der niederschlagsreichste Herbstmonat, gefolgt von einem besonders trockenen Oktober. Im November war es im Vergleich etwas zu feucht.

Der **Dezember 2007** war geprägt durch eine sehr milde erste Hälfte. Ab Monatsmitte dominierte kaltes und trockenes Wetter. Mit durchschnittlich $1,4^\circ\text{C}$ war der Dezember um $0,6$ Grad wärmer als das langjährige Mittel. Die monatliche Niederschlagsmenge betrug 61 l/m^2 und lag somit deutlich unter dem Soll von 70 l/m^2 . Weite Teile des Landes blieben im Dezember schneefrei.

Das **Jahr 2008** war insgesamt zu warm und zu trocken, weshalb es zu den zehn wärmsten Jahren seit 1901 zählt. Lediglich der September lag hinsichtlich seiner Temperatur unter den Werten des langjährigen Mittels und fiel zu kühl aus. Die Niederschlagsjahressumme lag mit 753 l/m^2 etwas unter dem Durchschnittswert.

Im **Januar** 2008 lagen die Temperaturen mit 3,6°C deutlich über dem langfristigen Mittelwert von -0,5°C. Das zweite Monatsdrittel war dabei besonders mild. Die hohen Temperaturen führten dazu, dass Niederschläge überwiegend als Regen fielen und weite Teile des Landes ohne Schnee blieben. Die mittlere Niederschlagssumme betrug im Januar 72 l/m² und lag damit 19 % über dem Mittelwert. Besonders in den nördlichen Bundesländern war es sehr niederschlagsreich. Im **Februar** setzte sich mit durchschnittlich 3,7°C die milde Witterung fort. Während nachts teilweise starke Fröste von bis zu -15,2°C auftraten, konnten in Bayern und Sachsen tagsüber Spitzenwerte von über 20°C gemessen werden. Dies lag sicherlich auch an der sehr hohen Sonnenscheindauer, welche im Schnitt bei 124 Stunden lag (172 % des Solls). Im Gegensatz zum Januar, war der Februar eher niederschlagsarm, wobei die meisten Niederschläge - aufgrund der hohen Temperaturen - in Form von Regen fielen, so dass auch der Februar nahezu schneefrei blieb. Trotz geringer Sonnenscheindauer von nur 102 Stunden, war der **März** im Mittel um 0,6 Grad zu warm. Mit 86 l/m² war es deutlich zu feucht, wobei im Saarland besonders viele Niederschläge fielen. Ab der zweiten Märzhälfte führten die Niederschläge vor allem in den Niederungen zu beachtlichen Schneemengen. Der **April** zeichnete sich durch sehr wechselhafte Temperaturen und eine zu geringe Sonnenscheindauer aus, wobei die ersten beiden Dekaden durch sehr kalte Luft dominiert waren. Im letzten Drittel stiegen die Temperaturen stellenweise wieder auf 24°C an. Insgesamt war der Monat mit 136 % des Solls zu feucht. Insbesondere Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin waren von hohen Niederschlägen betroffen. Der **Mai** 2008 kann als außergewöhnlicher Monat bezeichnet werden: Es war der zweittrockenste (26 l/m²), drittwärmste (14,7°C) und drittsonnigste (276 h) Mai seit Beginn der Aufzeichnungen. Im **Juni** war es vergleichsweise warm und sonnig, die mittleren Tem-

peraturen übertrafen das langjährige Mittel um etwa 1,7°C. In den nördlichen Bundesländern war es sehr trocken, während der Süden sehr gewitterreich war. Die Temperaturen im sehr sonnenreichen **Juli** waren am Anfang und am Ende hochsommerlich heiß. Dazwischen lag eine Phase mit sehr kühlen und niederschlagsreichen Tagen, wobei vor allem der Nordwesten Deutschlands von großen Niederschlagsmengen betroffen war. Auch im **August** setzte sich trotz geringer Sonnenscheindauer (nur 91 % des Solls) die Reihe überdurchschnittlich warmer Monate fort. Die Temperatur lag ca. 1 Grad höher als normal üblich und die Niederschlagsmengen wichen um 12 Prozent vom Mittel ab. Dabei war es in Schleswig-Holstein besonders nass und in Thüringen sehr trocken. Der **September** war der erste Monat des Jahres 2008, in dem es zu kalt war. Die Temperatur lag mit durchschnittlich 12,4°C um 0,9 Grad unter dem Sollwert. Auch die Sonnenscheindauer und die Niederschlagsmenge erreichten nicht die Sollwerte. Der sich anschließende **Oktober** war wiederum etwas zu warm, wobei nur 90 % des Sonnenscheinsolls erreicht wurden. Mehrtägige Trockenphasen, gefolgt von intensiven Regenfällen sorgten im Oktober zu einer Überschreitung des Niederschlagssolls um 34 %. Zum Monatsende hin fielen in den höheren und mittleren Lagen die ersten Niederschläge in Form von Schnee, was in einigen Teilen zu größeren Neuschneemengen führte. Wie die meisten Monate des Jahres 2008 fiel auch der **November** mit 4°C zu warm aus. Trotz einer kälteren Periode in der letzten Dekade lag die Temperatur noch 1 Grad über dem Normalwert. Hinsichtlich der Sonnenscheindauer und der Niederschlagssumme wurde in diesem Monat nicht das Soll erreicht. So war es vor allem im Osten, Südwesten und in der Mitte Deutschlands deutlich zu trocken. In der letzten Dekade kam es insbesondere im Flachland zu sehr starken Schneefällen.



Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands

im Auftrag des Deutschen Jagdschutz-Verbandes e. V.



Abb. 1: Großlandschaften in Deutschland

4 Erfassung in Referenzgebieten

Ein **Referenzgebiet (RG)** soll definitionsgemäß 500 ha umfassen und kann sich aus mehreren **Jagdbezirken (JB)** zusammensetzen, wenn die Jagdbezirksfläche eines Reviers bzw. die Taxationsfläche bei der Feldhasenzählung (laut Richtlinie mind. 150 ha) zu gering ist.

4.1 Feldhase

Seit Herbst 2001 erfolgt die jährliche Erfassung des Feldhasen jeweils im Frühjahr und Herbst nach bundeseinheitlicher Methodik (DJV 2003). Für das Jahr 2008 werden Aussagen zu den Populationsdichten und dem Jahreszuwachs in den Bundesländern sowie für die bundesdeutschen Großlandschaften getroffen. Darüber hinaus können mit den bisher erfassten Frühjahrsdichten der Jahre 2002 - 2008 die Populationsentwicklungen und die jährlichen Zuwachsraten des Feldhasen beschrieben werden.

4.1.1 Datenmaterial

In die bundesweite Auswertung flossen Daten aus 552 RG (Frühjahr 2008) bzw. 518 RG (Herbst 2008) ein (Anhang 1, Anhang 2). In den meisten Bundesländern variiert die Anzahl der beteiligten RG in beiden Zählzeiträumen aus verschiedenen Gründen geringfügig (BARTEL et al. 2005). Die Landesjagdverbände Schleswig-Holstein und Bayern stellen derzeit keine Daten zur Verfügung.

Die **Berechnungen der Nettozuwachsrate**n beziehen sich auf 477 RG (Anhang 4), die sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst an den Zählungen beteiligten und deren jeweils bearbeiteten Taxationsflächen um weniger als 5 % differierten.

Die **Entwicklungen der Frühjahrsbesätze** 2003 - 2008 werden zum einen durch die **Populationsentwicklungen in allen RG** dargestellt, die in die-

sem Zeitraum Zählungen durchführten. Zum anderen wird die Besatzentwicklung in den RG betrachtet, die jeweils in zwei aufeinander folgenden Jahren Frühjahrszählungen durchführten (**Populationszuwachs**). Dadurch werden einerseits Fehleinschätzungen durch wechselnde RG ausgeschlossen und andererseits die Stichprobengröße auf einem hohen Niveau gehalten. Bei dieser Auswertung werden die Besatzentwicklungen der einzelnen, in beiden Jahren beteiligten RG ermittelt und daraus die Mittelwerte für die Großlandschaften und Deutschland gebildet.

4.1.2 Frühjahrs- und Herbstbesatz 2008

Die Karten mit den Frühjahrs- und Herbstbesätzen (Abb. 8, Abb. 9) veranschaulichen die **geographischen Schwerpunkte** des Hasenvorkommens in Deutschland. Gegenüber den Vorjahren (GRAUER et al. 2008) sind hier keine Verschiebungen der bevorzugten Regionen festzustellen.

Die mittleren **Frühjahrsbesätze** des Feldhasen in den westdeutschen Bundesländern schwanken zwischen 12 und 46 Hasen/100 ha (Median), wohingegen in den östlichen Bundesländern mit Ausnahme von Thüringen die mittleren Populationsdichten mit 3 - 6 Hasen/100 ha (Median) signifikant niedriger liegen (Duncan, $p \leq 0,05$) (Anhang 1, Abb. 2, Abb. 8). Über alle teilnehmenden RG lag der Frühjahrsbesatz 2008 bei 14,6 Hasen/100 ha (Median) bzw. bei 20,6 Hasen/100 ha (arith. Mittel).

Wie in den Vorjahren ergeben sich **starke Unterschiede in den Besatzdichten** der RG. In Berlin konnten im teilnehmenden RG weder im Frühjahr noch im Herbst Hasen festgestellt werden, obwohl für das Bundesland ein Vorkommen nachgewiesen ist (DJV 2009). In Thüringen und Sachsen sind in einzelnen RG ebenfalls keine Hasen zu bestätigen. Die höchsten Frühjahrshasenbesätze in einzelnen RG wurden in Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg mit 139, 120 und 104 Hasen/100 ha ermittelt.

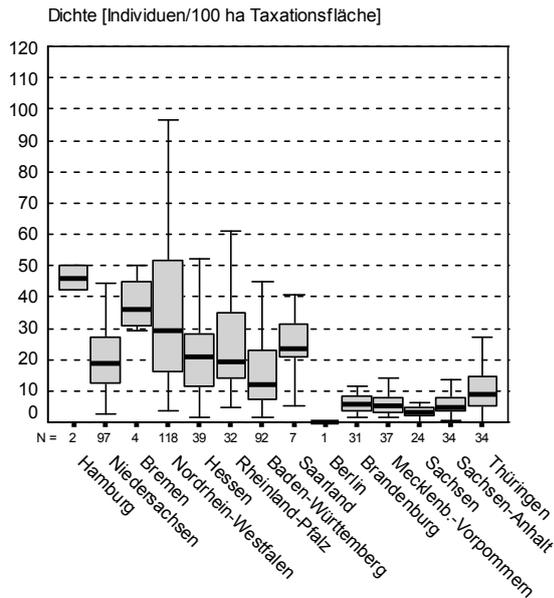


Abb. 2: Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten RG der Bundesländer, Frühjahr 2008

Die **Herbstbesätze** bewegen sich im Mittel aller teilnehmenden RG bei 14,0 Hasen/100 ha (Median) bzw. bei 21,7 Hasen/100 ha (arith. Mittel) und damit in etwa auf dem Niveau der Frühjahrsbesätze. Analog zu den Frühjahrsbesätzen sind die Herbstbesätze in den ostdeutschen Bundesländern deutlich niedriger als in den westlichen Bundesländern (Anhang 2, Abb. 3, Abb. 9).

Die mittleren Populationsdichten der Hasen in den Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg sind aufgrund der kleinen Stichprobenzahl nur eingeschränkt mit den Ergebnissen der Flächenländer vergleichbar.

4.1.3 Nettozuwachsrate 2008

Die mittleren Nettozuwachsrate des Jahres 2008 lagen bei 0 % (Median) bzw. bei 7,2 % (arith. Mittel) (Anhang 4).

Die **höchsten** mittleren **Nettozuwachsrate** (Abb. 4) sind in den Flächenländern Sachsen (14 %), Nordrhein-Westfalen (11 %) und Mecklenburg-Vorpommern (7 %) zu verzeichnen. In den Bundesländern Rheinland-Pfalz (-19 %), Sachsen-Anhalt (-18 %) und Thüringen (-13 %) sowie in Hessen

(-9 %) und Brandenburg (-8 %) gingen die Hasenbesätze vom Frühjahr zum Herbst 2008 merklich zurück. In den Bundesländern Baden-Württemberg, Saarland und Niedersachsen entsprachen die durchschnittlichen Frühjahrsdichten in etwa den mittleren Herbstbesätzen.

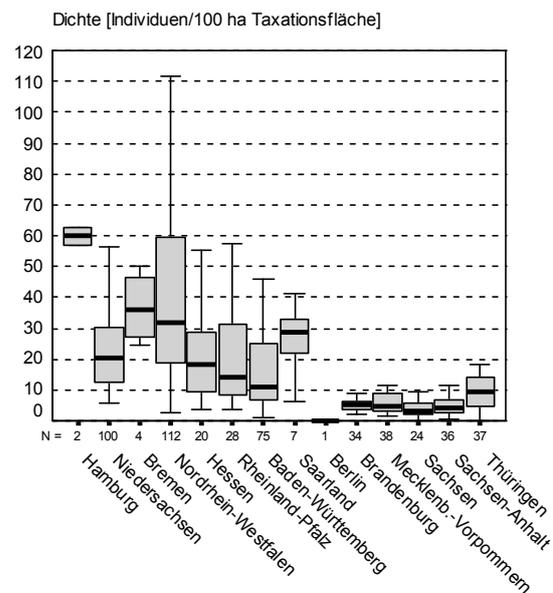


Abb. 3: Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten RG der Bundesländer, Herbst 2008

Insgesamt zeigt sich für 2008, dass RG, die im Ostdeutschen- oder Südwestdeutschen Mittelgebirge liegen, geringere Nettozuwachsrate als die übrigen RG haben. Allerdings ist dieser Unterschied nicht signifikant (ANOVA, $p = 0,31$).

In allen Bundesländern sind RG zu finden, in denen die Nettozuwachsrate erheblich vom landesweiten Mittel abweichen. Überdurchschnittlich hohe prozentuale Zuwachsrate treten häufiger bei niedrigen Besatzdichten auf, obwohl im Vergleich die absolute Zunahme gegenüber Ländern mit hohen Besatzdichten nur moderat ausfällt.

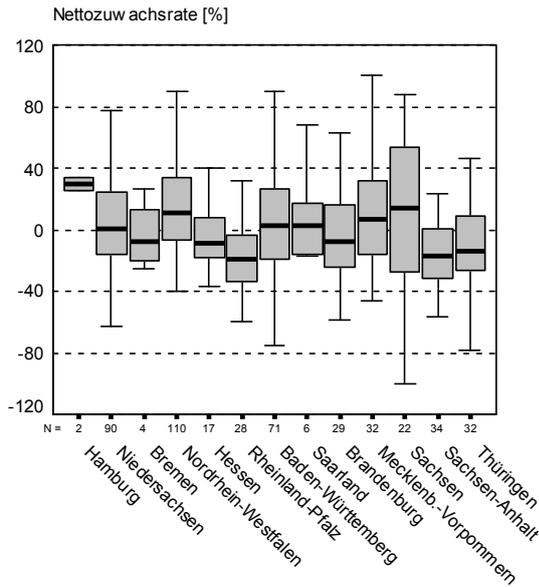


Abb. 4: Nettozuwachsrate [%] der Feldhasenpopulationen in den Bundesländern vom Frühjahr zum Herbst 2008

Die sommerlichen Netto-Zuwächse in Deutschland nahmen von 2003 mit 15 % auf 4 % in 2006 kontinuierlich ab. In 2007 lag die durchschnittliche Nettozuwachsrate der Feldhasenpopulationen mit rund 23 % deutlich über denen der Vorjahre. Im Vergleich dazu bewegt sich die mittlere Nettozuwachsrate des Jahres 2008 auf deutlich geringerem Niveau (Abb. 5).

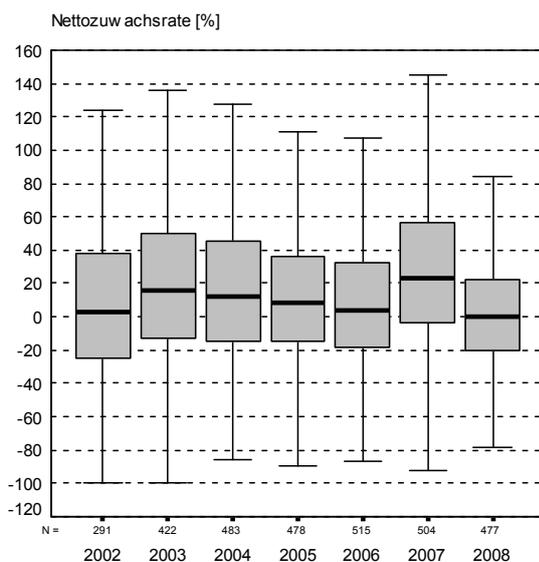


Abb. 5: Entwicklung der Nettozuwachsrate [%] der Feldhasenpopulation in Deutschland zwischen 2002 und 2008

4.1.4 Entwicklung der Feldhasenbesätze

Die Beurteilung der Populationsentwicklung 2002-2008 beruht auf den Frühjahrsdichten des Feldhasen, die den reproduzierenden Stammesbesatz widerspiegeln. Die **Auswertungen erfolgen auf der Basis von zwei Datensets**. Das Datenset, in dem **alle RG** berücksichtigt sind, gewährleistet einerseits eine hohe Stichprobenzahl und damit verbunden eine hohe Repräsentanz. Andererseits beeinträchtigt das Hinzukommen oder Ausscheiden von einzelnen RG die Vergleichbarkeit. Das Ausscheren von einzelnen Landesjagdverbänden bzw. Bundesländern aus diesem gemeinsamen Projekt wirkt sich hier besonders nachteilig aus. Im zweiten Datenset werden die **Populationszuwächse von Frühjahr zu Frühjahr** analysiert. Diese beschreiben bei ausreichenden Stichprobenzahlen zuverlässig die Populationsentwicklung. Aber auch bei dieser Auswertungsmethode ist bei längeren Zeitreihen zu beachten, dass in den einzelnen Jahren das Set an RG variiert und eine statistische Absicherung der Ergebnisse über den gesamten Zeitraum nur eingeschränkt möglich ist.

Die Entwicklung der Frühjahrsbesätze (Stammesbesatz) der Jahre 2002 - 2008 auf der Grundlage **aller zur Verfügung stehenden RG** basiert auf der wechselnden Anzahl von RG zwischen 330 in 2002 und maximal 599 RG in 2006. In die Berechnung der mittleren Populationsdichten fließen die Daten der Bundesländer Hamburg und Rheinland-Pfalz erst ab Frühjahr 2003 ein. Aus Schleswig-Holstein liegen für 2006 - 2008 keine Daten vor. Zudem fehlen für Bayern die Zählungen des Jahres 2008. Da der bundesweite Trend der Frühjahrsbesätze durch die fehlenden Besatzzahlen beeinflusst wird, werden die Daten dieser Bundesländer aus den Vorjahren nicht in die Auswertung mit aufgenommen, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Frühjahrsdichte 2002 - 2008

Die Frühjahrsdichte des Feldhasen in Deutschland nahm über alle RG gesehen zwischen 2002 und 2008 von 7,7 auf 14,6 Hasen/100 ha im Median zu (Abb. 5). Signifikante Unterschiede treten zwischen den Jahren 2002 - 2003 einerseits und den Jahren 2004 - 2008 andererseits auf (DUNCAN, $p \leq 0,05$). Die signifikanten Unterschiede sind sowohl durch tatsächliche Zuwächse als auch durch eine gestiegene Zahl an RG zu begründen.

Der Frühjahrsbesatz des Jahres 2007 lag mit 12,6 Hasen/100 ha (Median) niedriger als 2006. Allerdings ist der Rückgang nicht signifikant (ANOVA; $p \leq 0,01$) und wurde durch den vergleichsweise hohen Nettozuwachs des Jahres 2007 wieder ausgeglichen. Entsprechend liegt der Frühjahrsbesatz 2008 (14,6 Hasen/100 ha Median) wieder auf dem Niveau des Jahres 2006.

Insgesamt weisen die Ergebnisse der Scheinwerferzählungen aus allen teilnehmenden RG für den gesamten Erfassungszeitraum von 2002 - 2008 bei jährlichen und regionalen Schwankungen insgesamt stabile Feldhasenpopulation zwischen 8 und 15 Hasen/100 ha auf.

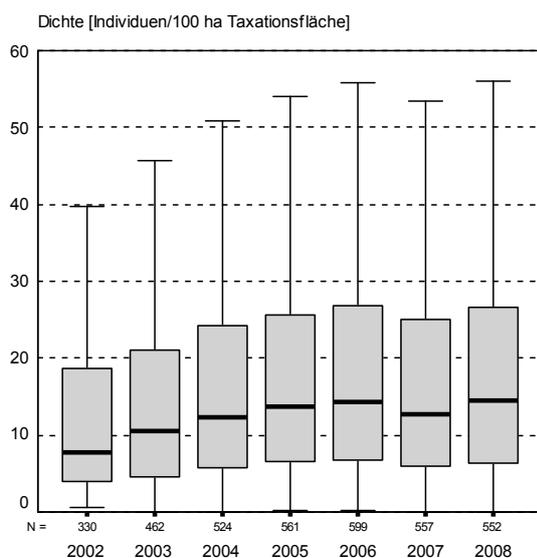


Abb. 6: Entwicklung des Feldhasen-Frühjahrsbesatzes in allen RG von 2002 - 2008

Populationszuwächse 2003 - 2008

Die Populationszuwächse zwischen 2003 und 2008 variieren erheblich. Sie liegen zwischen + 11,4 % und - 7,4 % und sind eng an den Nettozuwachs gekoppelt. So waren die Populationszuwächse von 2003 zu 2004 (399 RG) und 2007 auf 2008 (483 RG) auf Grund der hohen Nettozuwachsrate der Sommer 2003 und 2007 mit 7,6 und 11,4 % deutlich höher als in den übrigen Jahren. Die hohen Nettozuwachsrate dieser beiden Jahre resultieren im Wesentlichen aus dem warm-trockenen Frühjahr (MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE 2004, MÜLLER-WESTERMEIER & RIECKE 2005) der beiden Jahre. Die deutliche Besatzzunahme von 2003 auf 2004 wird auch aus einer Erhebung in England bestätigt, wobei dieser Untersuchung keine Scheinwerferzählungen sondern nur systematische Tagesbeobachtungen zugrunde liegen, woraus ein Index zur Populationsdichteentwicklung berechnet wurde (NEWSON & NOBLE 2006). Vergleichsdaten für das Jahr 2007 liegen nicht vor.

Von 2004 zu 2005 bzw. von 2005 zu 2006 waren die Stammbesätze im Wesentlichen stabil, die Populationszuwächse dieser beiden Jahre lagen bei 4 % bzw. bei 1 %. Auf Grund der vergleichsweise niedrigen Nettozuwachsrate des Jahres 2006 gingen die Stammbesätze vom Frühjahr 2006 zum Frühjahr 2007 um - 7,4 % zurück. Diese Entwicklung korrespondiert mit den Ergebnissen der Betrachtung aller teilnehmenden RG.

Bei der Betrachtung der Besatzentwicklung in Deutschland ist zu berücksichtigen, dass die mittleren Populationszuwächse der einzelnen Großlandschaften sich zum Teil erheblich unterscheiden und auch von der bundesweiten Situation abweichen können (Abb. 7). Entgegen der deutlich positiven Entwicklungstrends von 2003 auf 2004 in den westdeutschen Großlandschaften mit Zunahmen zwischen 5 % und 15 % waren die Besatzentwicklungen im NO-Tiefland und O-Mittelgebirge mit - 1 % und - 11 % negativ. Von 2004 zu 2005 standen Besatzzunahmen in der nördlichen Hälfte Deutschlands vermehrt Abnahmen im Süden gegenüber.

Lediglich von 2006 zu 2007 waren in allen Großlandschaften die mittleren Populationszuwächse mit Abnahmen zwischen - 7 % - - 10 % vergleichbar.

Insgesamt zeigen die verschiedenen Auswerteverfahren vergleichbare Populationsdichten und Entwicklungstrends auf. Hierbei ist zu beachten, dass überdurchschnittlich hohe bzw. niedrige Besätze und Zuwachsraten auf regionaler Ebene nicht ungewöhnlich sind. Aufgrund dessen sind komplexe Auswertungen notwendig, um das Populationsgeschehen zuverlässig beurteilen zu können. Darüber hinaus sind große Stichprobenzahlen - wie sie in WILD vorliegen - und lange Zeitreihen erforderlich, um ein zutreffendes Bild von Wildtierpopulationen aufzeigen zu können.

Weitere Konsequenzen aus diesen Erkenntnissen ergeben sich für ein Bejagungs- bzw. Wildtiermanagement. Die Entscheidung für eine Bejagung oder Schonung der Besätze kann objektiv nur auf lokaler Ebene unter Berücksichtigung der örtlichen Witterungs- und Lebensraumverhältnisse getroffen werden. Bei der Festsetzung von Jagd- und Schonzeiten auf Bundes- und Landesebene ist zu berücksichtigen, dass auch in Bundesländern mit niedrigen Hasenbesätzen lokal überdurchschnittlich hohe und nachhaltig bejagbare Besätze vorkommen.

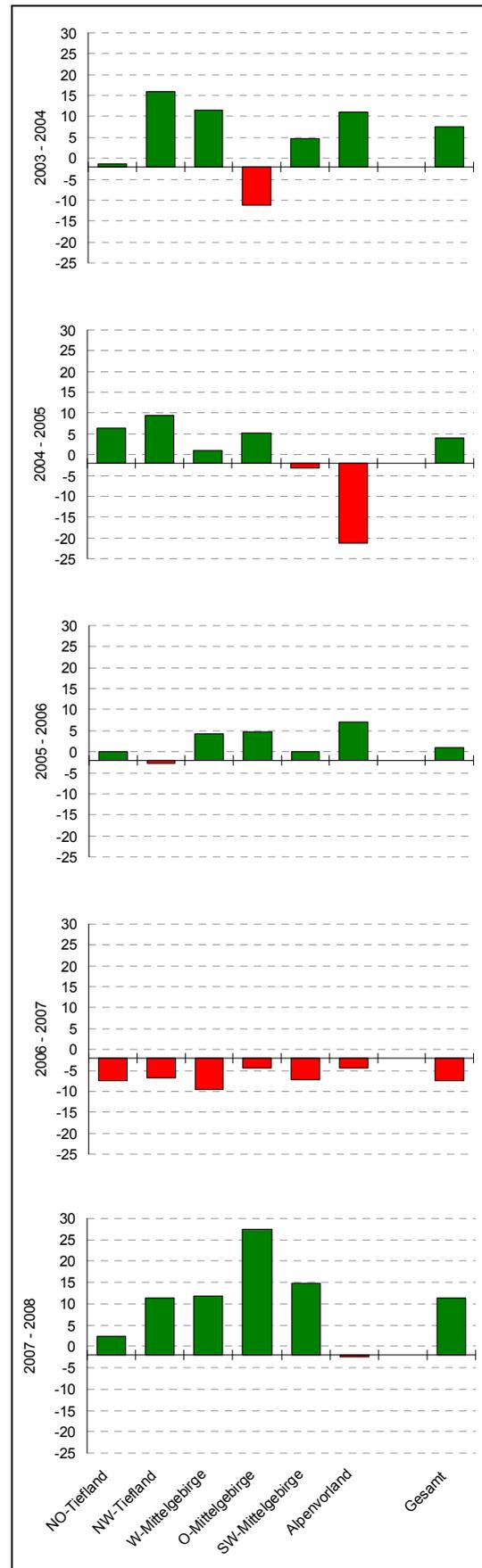


Abb. 7: Mittlere Populationszuwächse [%] des Feldhasen in den Großlandschaften auf der Grundlage der Besätze in den einzelnen RG für die Jahre 2003 - 2008

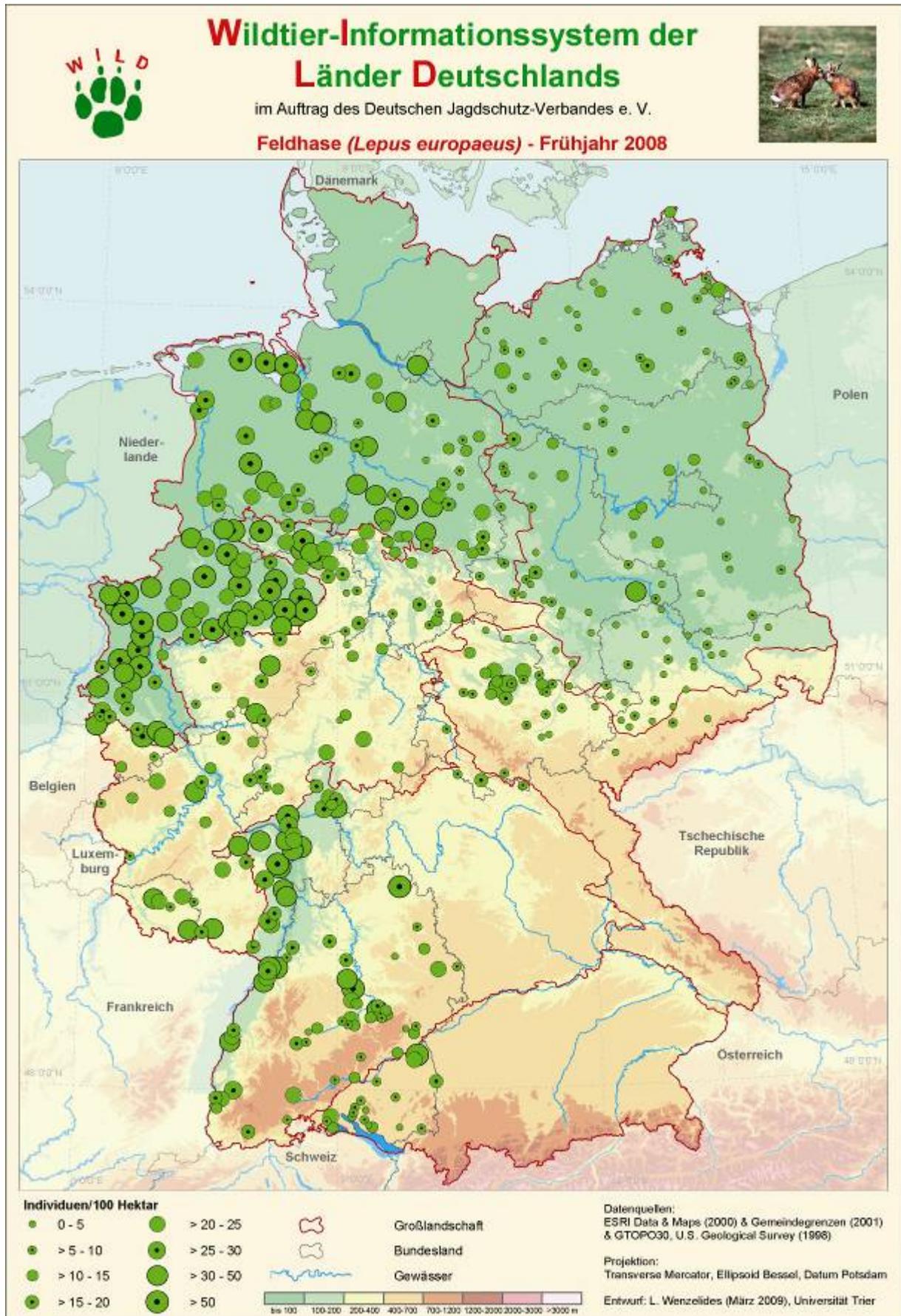


Abb. 8: Populationsdichten des Feldhasen in den RG, Frühjahr 2008

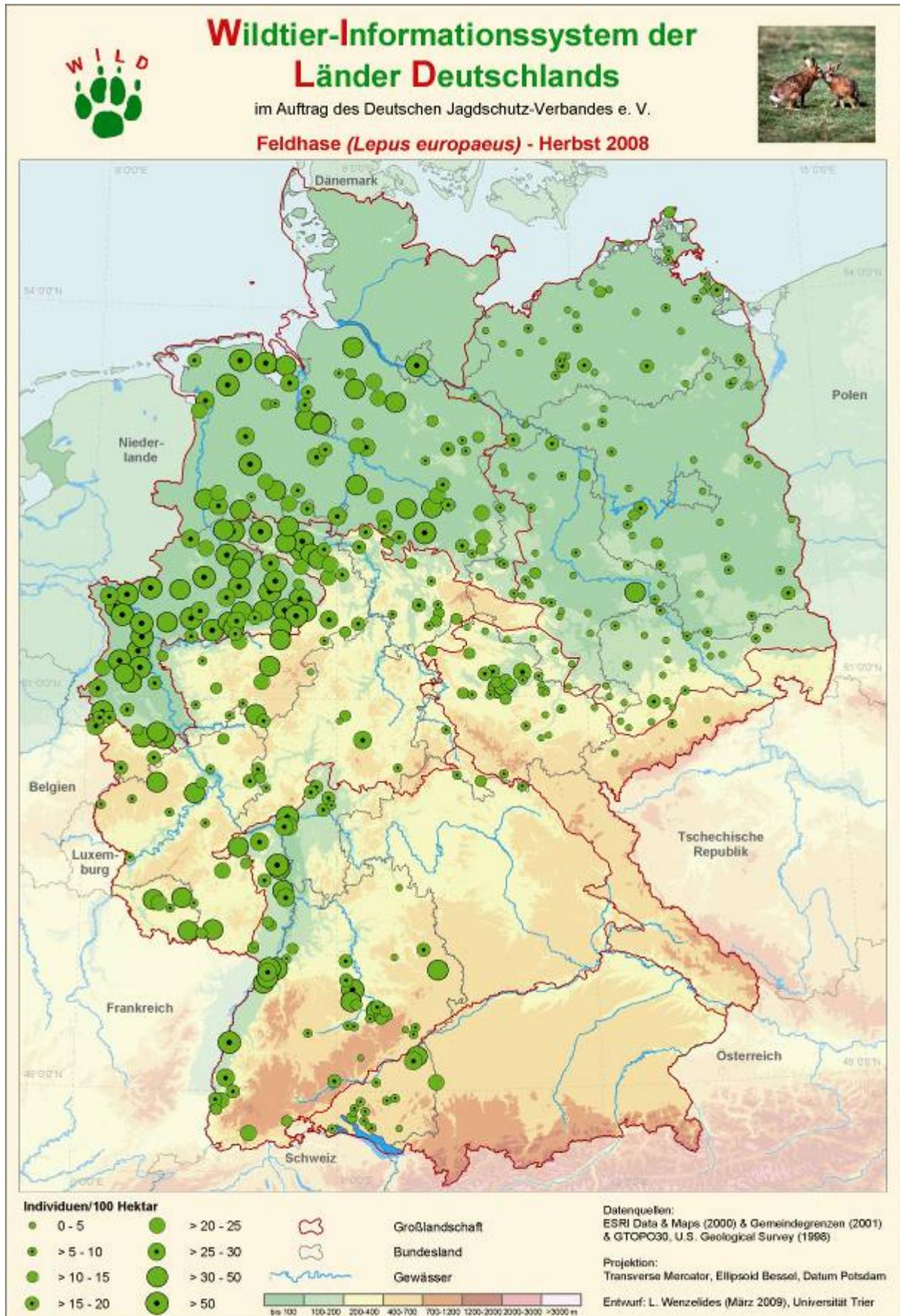


Abb. 9: Populationsdichten des Feldhasen in den RG, Herbst 2008

4.2 Fuchs

Der Fuchs wird seit dem Frühjahr 2003 jährlich in den RG von WILD erfasst. Im Jahr 2008 beteiligten sich insgesamt 221 JB an der Bau- und Geheckkartierung, dabei betrug die Flächengröße im Median 743 ha (116 - 2.660 ha). Daten fehlen aus den Bundesländern Bayern, Berlin, Hamburg, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein.

4.2.1 Besatzentwicklung von 2003 - 2008

Trotz einer variierenden Beteiligung sind die Geheckdichten des Fuchses seit Beginn der Erfassung bis heute in den teilnehmenden Bundesländern nahezu unverändert geblieben (Abb. 10). Die Mediane liegen zwischen 0,29 und 0,36 Gehecken/100 ha, wobei die Unterschiede zwischen den Jahren nicht signifikant sind (ANOVA; $p = 0,63$).

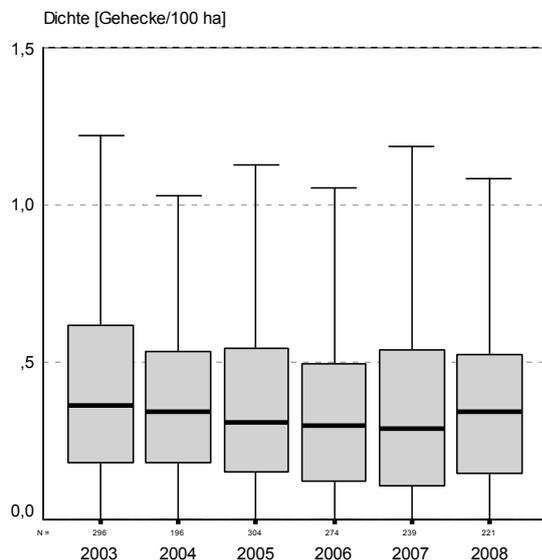


Abb. 10: Entwicklung der Fuchs-Geheckdichten von 2003 - 2008

Die erfassten Geheckdichten des Frühjahrs 2008 bewegen sich in einem Bereich zwischen keinem und 3,33 Gehecken/100 ha. Die Mittelwerte der beteiligten Bundesländer liegen zwischen 0,20 und

0,55 Gehecken/100 ha im Median (Abb. 11) bzw. 0,21 und 0,55 Gehecken im arithmetischen Mittel. Die Unterschiede sind insgesamt sehr gering und nicht signifikant (ANOVA; $p = 0,19$). Wie im Vorjahr konnten in etwa einem Viertel aller Reviere keine Gehecke gefunden werden.

Die ermittelten Geheck- bzw. Besatzdichten sind vergleichbar mit denen der Vorjahre (GRAUER et al. 2008) und decken sich im Wesentlichen mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen (FUNK 1994, MEIA 1994, NOACK & GORETZKI 1999, STIEBLING & SCHNEIDER 1999, BARTÓN & ZALEWSKI 2007).

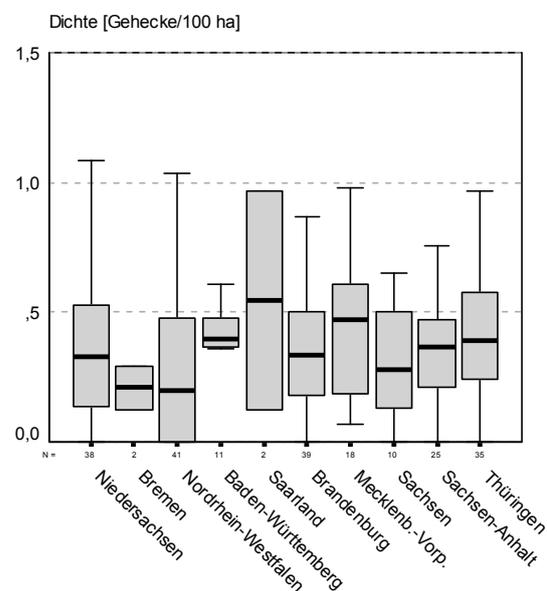


Abb. 11: Fuchs-Geheckdichten 2008 in den beteiligten Bundesländern

Im Gegensatz zu den ähnlichen Besatzdichten in den Bundesländern treten die Unterschiede zwischen den Großlandschaften deutlicher in Erscheinung. Sie sind in allen Beobachtungsjahren signifikant (ANOVA; $p < 0,05$). Wie in den Vorjahren sind die Dichten im Nordwestdeutschen Tiefland vergleichsweise gering. Im Gegensatz dazu weist das Westdeutsche Mittelgebirge regelmäßig sehr hohe Geheckdichten auf (Abb. 18).

Frühjahrs- und Sommerbesätze

Da sich die Frühjahrs- und Sommerbesätze durch die Verwendung konstanter Faktoren näherungsweise direkt aus den Geheckdichten herleiten lassen (DJV 2003), gilt für sie hinsichtlich der regionalen Unterschiede grundsätzlich das Gleiche wie für die Geheckdichten.

Der Mindest-Frühjahrsbesatz 2008 betrug im Mittel 0,85 (Median) bzw. 1,01 (arith. Mittelwert) Altfüchse/100 ha. Die Werte in den einzelnen Jagdbezirken schwankten zwischen 0 und 8,33 Altfüchsen/100 ha.

Aus dem Frühjahrsbesatz resultiert ein potentieller Sommerbesatz von 2,39 (Median) bzw. 2,82 Füchsen/100 ha. Die Einzelwerte reichen von 0 - 23,33 Füchsen/100 ha.

4.2.2 Reproduktion

Im Jahr 2008 wurde die Welpenanzahl von insgesamt 285 Gehecken ermittelt. Demnach betrug die durchschnittliche Wurfgröße 4,3 Welpen/Geheck (4,0 Median) und lag damit auf dem Niveau des langjährigen Mittels (Anhang 7). Die Schwankungen zwischen den Jahren sind äußerst gering und statistisch nicht signifikant.

Die ermittelten Werte zu den Geheckgrößen bewegen sich ebenfalls im Rahmen der Vorjahre. Bemerkenswert ist die Beobachtung, dass die im Mittel größten Gehecke nicht immer in den Regionen mit der geringsten Geheckdichte gefunden wurden. Dieser Umstand weist darauf hin, dass die Wurfgröße neben der Geheck- bzw. Populationsdichte von weiteren wesentlichen Faktoren abhängt.

Im Vergleich der Großlandschaften zeichnen sich das Ostdeutsche Mittelgebirge (4,8 Welpen/Geheck) und das Nordwestdeutsche Tiefland (4,6 Welpen/Geheck) durch die durchschnittlich größten Gehecke aus. Die Unterschiede zwischen den Großlandschaften sind jedoch ebenfalls statistisch nicht abgesichert.

4.2.3 Lage der Baue

Im Mittel der Jahre 2004 - 2008 lagen rund 47 % der Wurfbaue in deckungsreichem Gelände wie Randstreifen und Böschungen, Hecken, Feldholzinseln, 33 % im Wald und 13 % im Offenland. Auch anthropogene Strukturen wurden genutzt (sonstiges = 5 %). Die erfassten Jagdbezirke bestanden dabei in ihrer natürlichen Ausstattung im Mittel aus 13 % Wald- und 87 % Offenlandflächen. Hiervon entfällt der größte Teil auf Acker- und Grünland, nur ein geringer Teil besteht z.B. aus Ödland, Brachen und Heiden (z.Z. keine genauen Angaben verfügbar).

Die Geheckdichten waren in Revieren ohne Waldanteil am geringsten, in Revieren mit bis zu 20 % Waldanteil höher und in Revieren mit mehr als 20 % Waldanteil am höchsten (Abb. 12, ANOVA LOG, $p \leq 0,05$). Die Korrelationen zwischen Geheckdichten und Waldanteilen waren in allen Jahren nur gering ($R^2 = 0,01-0,15$) und für 2004 und 2006 nicht signifikant (Pearson, $p = 0,077$ und $p = 0,106$).

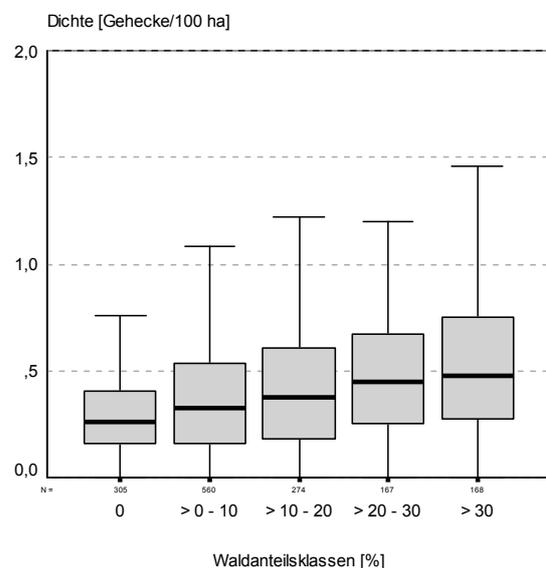


Abb. 12: Geheckdichten im Zusammenhang mit verschiedenen Waldanteilklassen (in %)

Eine grundsätzliche Habitatbevorzugung von Wald und deckungsreichen Strukturen wurde allerdings von verschiedenen Autoren beschrieben (BEHRENDT 1955, WEBER & MEIA 1996) und auch bereits in

WILD für das Jahr 2006 festgestellt (BARTEL et al. 2007). Diese Präferenz für deckungsreiches Gelände mit Böschungen ist wahrscheinlich eine der Ursachen für die Unterschiede der Populationsdichten zwischen dem NW-Tiefland und den übrigen Großlandschaften. Fehlen von Wald und deckungsreichen Habitaten, geringe Böschungsneigung sowie zusätzlich hohe Grundwasserspiegel und ungeeignete Bodenqualitäten schränken die Verfügbarkeit geeigneter Wurfbaue im Nordwestdeutschen Tiefland ein.

4.2.4 Dichtermittlung anhand von Baukartierung und Scheinwerfertextation

Methodenvergleich

Um Populationsänderungen beim Fuchs zu beobachten, werden verschiedene Verfahren angewendet. Verschiedene Autoren haben mittels Zählungen von Spuren, Losung, Unfallwild, mit Umfragen und auch mittels Scheinwerferzählungen relative Dichten ermittelt (PALOMARES & RUIZ-MARTINEZ 1994, WEBER et al. 2002, BAKER et al. 2004, BEJA et al. 2009).

Während der Scheinwerfertextationen zur Erfassung der Hasenbesätze werden regelmäßig Füchse beobachtet und als sogenannte „Beizählung“ notiert. Daher bietet sich an, die Scheinwerfertextation als einfachere Erfassungsmethode auch für die Dichtermittlung des Fuchses zu überprüfen, zumal flächendeckend eine größere Stichprobe in das Monitoring einfließen würde (vgl. Abb. 8). Um einen Zusammenhang zwischen den Besatzdichtewerten aus Geheckkartierung und Scheinwerfertextation herzustellen, wurden die ermittelten Frühjahrsdichten der JB aus den Jahren 2003 - 2008 miteinander verglichen, in denen beide Verfahren durchgeführt wurden.

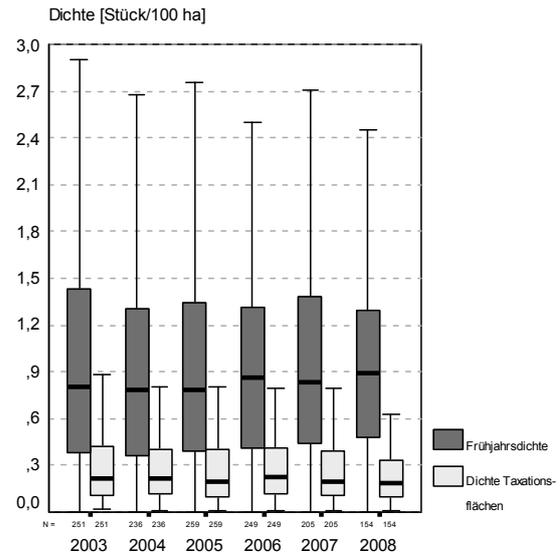


Abb. 13: Vergleich der durch Geheckkartierung bzw. Scheinwerfertextation ermittelten Fuchsdichten (Frühjahrsbesatz) in Deutschland 2003 - 2008

Die Frühjahrsdichten aus den Geheckkartierungen liegen deutlich höher als die der Scheinwerfertextationen. Zwischen den Jahren waren keine Unterschiede erkennbar. Zwar korrelieren die mit den beiden Methoden ermittelten Frühjahrsdichten trotz der Differenzen bundesweit gut miteinander (Spearman-Rho, $p \leq 0,001$, $r = 0,341$, $N = 1345$) (Abb. 13), der Vergleich der Bundesländer zeigt jedoch, dass die Relation zwischen den Verfahren nicht konstant ist (Abb. 14). Dieses fällt in und zwischen den einzelnen Jahren sogar noch deutlicher aus. Für den gesamten Zeitraum korrelierten die Dichten in vier Bundesländern nicht.

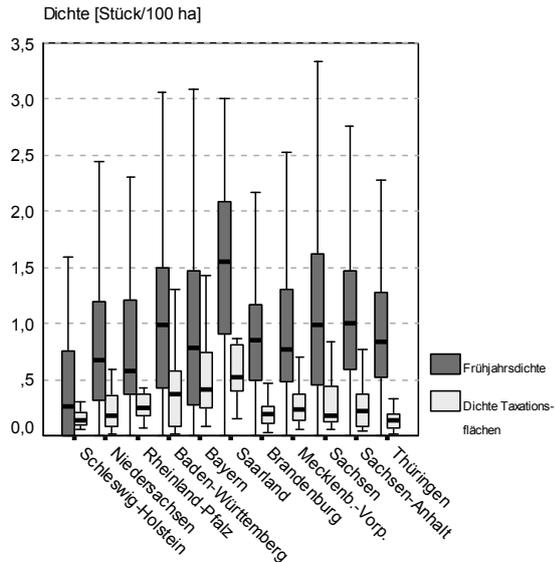


Abb. 14: Vergleich der durch Baukartierung bzw. Scheinwertertaxation ermittelten Fuchsdichten (Frühjahrsbesatz) in den Bundesländern gemittelt für die Jahre 2003 - 2008

Absolute Dichtezahlen sind bisher am sichersten mit Geheckkartierungen ermittelt worden (z.B. STIEBLING & SCHNEIDER 1999, GOLDYN et al. 2003, GRAUER et al. 2008). Des Weiteren ist die Erfassung der Dachsdichten nur anhand von Baukartierungen adäquat zu ermitteln (siehe Kapitel 4.3). Die eingangs erwähnten Erfassungslücken können mit dieser Methode nicht geschlossen werden. Die Scheinwertertaxation ist zur Erfassung der Fuchsbesätze ungeeignet, zur Ermittlung des Reproduktionsgeschehens bleibt die Geheckkartierung weiterhin unerlässlich (PALOMARES & RUIZ-MARTINEZ 1994, HEYDON et al. 2000). Vor allem in waldreichen Gebieten erfüllt nur die Geheckkartierung die Anforderungen, da hier die Flächen für die Taxation zu gering ausfallen. HEYDON et al. (2000) haben das sogenannte „distance sampling“ mit anderen Methoden verglichen, bei dem die Werte flächenbezogen korrigiert werden. In den drei untersuchten Regionen Großbritanniens wurden dabei keine Unterschiede zwischen den Methoden festgestellt. Eine solche Methode ist jedoch in einem durch die Jäger betriebenen großräumigen Monitoringprogramm nicht durchführbar.

4.2.5 Jagdstrecken

Flächenbezogene Jagdstrecken und Reproduktion

Im Jagdjahr 2007/08 wurden aus 206 JB Meldungen über Jagdstrecken zur Verfügung gestellt. Demnach wurden im Durchschnitt 2,0 Füchse/100 ha erlegt und weitere 0,2 Füchse/100 ha als Fallwild (9 % der Gesamtstrecke) gemeldet.

Für Deutschland ergibt sich anhand der offiziellen Streckenstatistiken des Jagdjahres 2007/08 eine durchschnittliche Strecke von 1,6 Füchsen/100 ha (DJV 2009).

Der Vergleich mit den RG im WILD weist somit auf eine im Mittel erhöhte Bejagungsintensität im Vergleich zum Bundesdurchschnitt hin (Abb. 15).

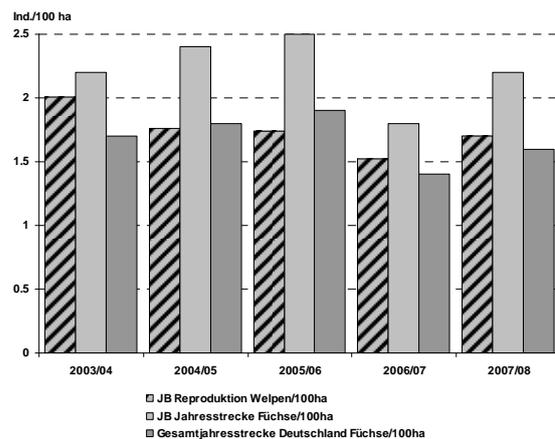


Abb. 15: Fuchszuwachs und -strecke in den teilnehmenden JB im Vergleich zur Gesamtjahresstrecke in Deutschland

Die Fuchsstrecken liegen in den RG über den Zuwachswerten (1,5 Füchse/100 ha im Jahr 2007), dennoch stagnieren die Geheckdichten seit Jahren auf gleichem Niveau (Abb. 10). Diese Diskrepanz ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht eindeutig zu klären. Denkbar ist, dass Gehecke übersehen wurden (STIEBLING 1997) oder die erhöhten Fuchsstrecken auf Zuwanderungen zurückzuführen sind.

Jagdmethoden

Die erweiterte Streckenmeldung der Jahre 2002 - 2008 zeigt, dass es regionale Unterschiede in der Bejagungsmethode gibt (Abb. 16, N = 15.943). Diese resultieren aus Unterschieden in Fuchsdichten, Witterung, Landschaftsstrukturen wie auch tradierten Jagdmethoden (HEYDON et al. 2000, NYENHUIS 2003). Gerade Traditionen können sich stark ändern, wie das Beispiel der intensiv betriebenen Baujagd in der ehemaligen DDR zeigt (STUBBE 2001), die im größten Teil Ostdeutschlands heute weitgehend zum Erliegen gekommen ist. Die Niederwildbesätze sind stark gesunken und die Schalenwildbejagung steht immer mehr im Vordergrund, vor allem zur Wildschadensabwehr.

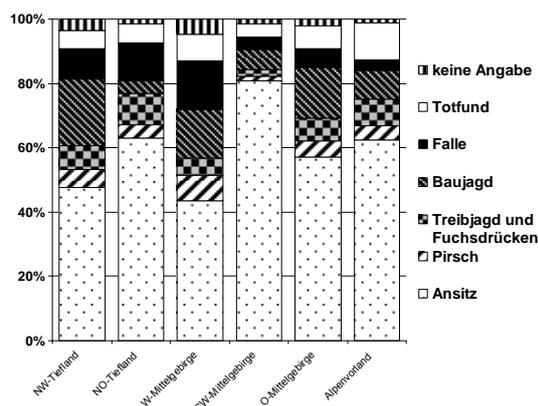


Abb. 16: Anteile der Todesursachen bzw. Jagdmethoden an der Gesamtstrecke der Füchse in den einzelnen Großlandschaften von 2002 - 2007

Das Geschlechterverhältnis der erlegten Füchse betrug 1,3:1, das der Altfüchse 1,4:1 wie es auch schon in der Literatur ähnlich genannt wurde (GORETZKI & PAUSTIAN 1982a, PIELOWSKI 1982, STIEBLING & SCHNEIDER 1999). Dieses deutet auf eine höhere Sterblichkeit weiblicher Fuchswelpen hin (GORETZKI et al. 1997), kann aber ebenso bedeuten, dass männliche Altfüchse mobiler (WHITE et al. 1996) sind und somit eine höhere Erlegungswahrscheinlichkeit haben.

Rüden werden häufiger während des Ansitzes erlegt als Fähen (1,3:1), was ebenfalls für die höhere

Mobilität der Rüden spricht. Jungfüchse werden seltener als Altfüchse bei der Baujagd erlegt, da sie noch nicht am Ranzgeschehen teilnehmen. Dafür werden sie als Welpen häufiger in Jungfuchsfallen gefangen.

Differenzierte Streckenanalyse

Die Ansitzjagd auf den Fuchs ist die Jagdart mit dem größten Streckenanteil (Abb. 16, Abb. 17). Jungfuchsbejagung mittels Jungfuchsfalle und Ansitz am Bau haben ebenfalls bedeutende Streckenanteile, ebenso wie die Baujagd insbesondere am Kunstbau (Abb. 17). Hinzu kommen zufällige Erlegungen beim Ansitz auf Schalenwild, bei denen der genaue Ort der Erlegung (Feld oder Wald) jedoch nicht näher angegeben wurde. Eine effektive Regulation der Populationen kann nicht durch Altfuchsbejagung alleine erreicht werden, sondern bedarf eines hohen Eingriffs in die Jungfuchspopulation, z.B. mit Jungfuchsfallen (GORETZKI & PAUSTIAN 1982b, GORETZKI et al. 1995, BAKER & HARRIS 2006).

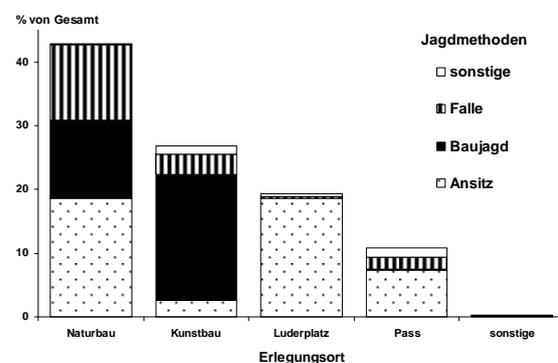


Abb. 17: Verteilung der Jagdmethoden auf verschiedene Erlegungsorte 2002 - 2007

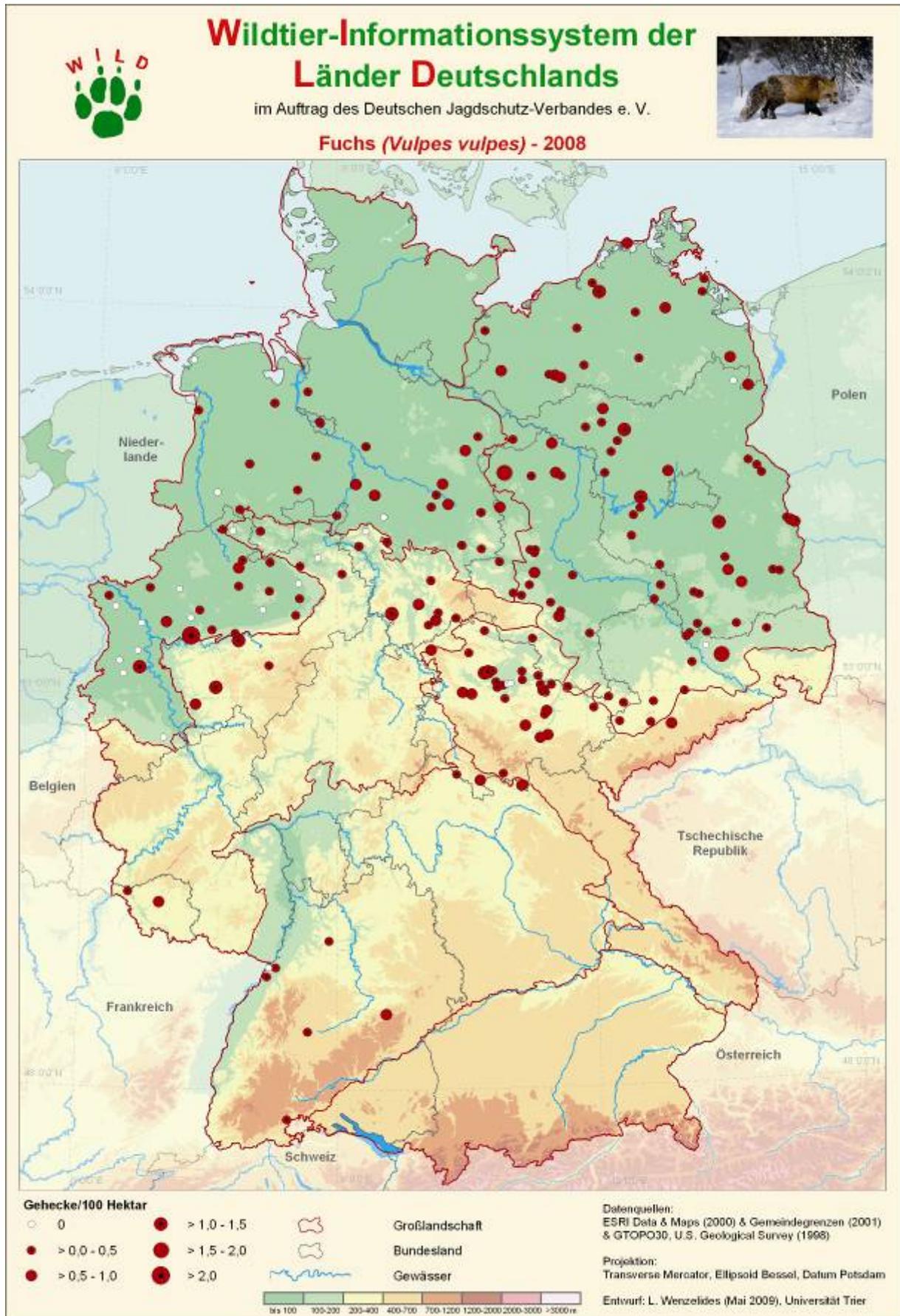


Abb. 18: Fuchs-Geheckdichten im Jahr 2008 in den beteiligten JB Deutschlands

4.3 Dachs

Gemeinsam mit dem Fuchs wird auch der Dachs seit dem Frühjahr 2003 im Rahmen der Bau- und Geheckkartierung erfasst. Durch das gekoppelte Verfahren sind die betrachteten JB mit denen aus der Fuchserfassung identisch (siehe Kapitel 4.2).

Das Monitoring des Dachses im WILD ist für Europa einzigartig (vgl. Bestandseinschätzungen in GRIFFITHS & THOMAS 1997, KOWALCZYK et al. 2000, SLEEMAN et al. 2009a). Großräumige Dachsdichten lassen sich zuverlässig nur anhand von Baukartierungen bestimmen (STIEBLING & SCHNEIDER 1999, DO LINH SAN et al. 2007).

Insbesondere für den Dachs, der durch Tollwut und Baubegasung ehemals stark gefährdet war, ist ein Monitoring äußerst wichtig (SCHLEY 2000, REVILLA et al. 2001, ROPER & MOORE 2003, WOODROFFE et al. 2008, SLEEMAN et al. 2009b). Eine hohe Beteiligungsrate an der Baukartierung wäre daher nicht nur aus statistischer Sicht, sondern auch im Interesse dieser Wildart wünschenswert.

4.3.1 Besatzentwicklung von 2003 - 2008

Geheckdichten

Die Geheckdichten des Dachses sind seit 2003 nahezu unverändert geblieben (Abb. 19). Die jährlichen Schwankungen sind marginal und statistisch nicht signifikant (ANOVA; $p = 0,83$).

Die mittlere Geheckdichte in 2008 betrug 0,10 (Median) bzw. 0,16 Gehecke/100 ha (arith. Mittel). Die Mittelwerte der einzelnen Bundesländer lagen zwischen 0 und 0,48 (Median) bzw. 0,06 und 0,48 Gehecken/100 ha (arith. Mittel). Die Unterschiede zwischen den Bundesländern sind signifikant (ANOVA; $p = 0,019$). Besonders ersichtlich ist dies in den Daten aus Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (Abb. 20), wo der Großteil der beteiligten JB keine Wurfbaue gemeldet hat. Die höchsten mittleren Geheckdichten wurden in den JB Baden-Württem-

bergs registriert. Lokal können in allen Bundesländern hohe Geheckdichten auftreten (siehe Extremwerte in Abb. 20).

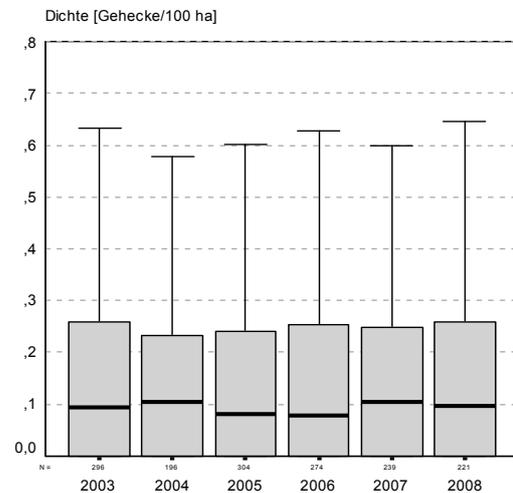


Abb. 19: Entwicklung der Dachs-Geheckdichten von 2003 - 2008

Der Dachs wurde im Jahr 2008 in 7,2 % der JB nicht bestätigt. Weitere 36,2 % der Reviere nutzte der Dachs zwar als Lebensraum, Gehecke konnten dort aber nicht gefunden werden. In 56,6 % der beteiligten JB wurde die Reproduktion des Dachses nachgewiesen (Abb. 23). Der Anteil an Revieren mit Dachsvorkommen ist seit 2005 kontinuierlich von 80,6 % auf 92,8 % gestiegen. Die Ursachen für den Anstieg sind unklar: einerseits könnte die Erfassung der Dachse in den RG genauer betrieben worden sein, andererseits könnte es auch bedeuten, dass der Dachs bisher nicht besiedelte Gebiete erschlossen hat, jedoch dort noch nicht reproduziert bzw. die Reproduktion bisher noch nicht nachgewiesen werden konnte (Abb. 20, Anhang 10).

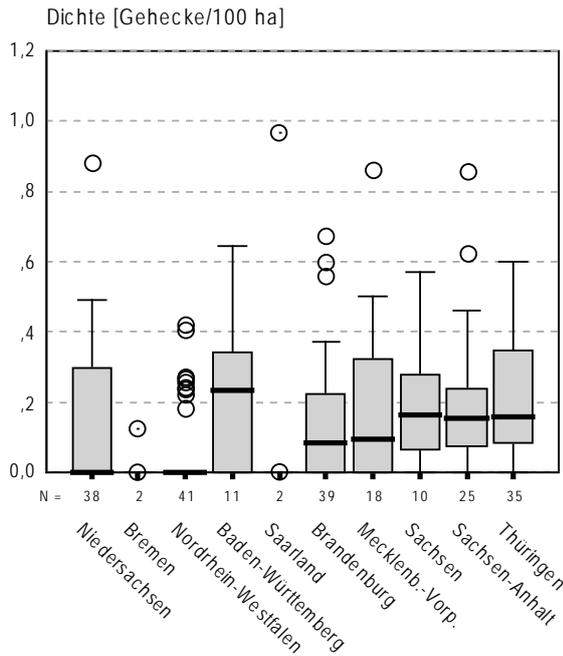


Abb. 20: Dachs-Geheckdichten 2008 in den beteiligten Bundesländern mit Extremwerten

Frühjahrs- und Sommerbesätze

Bei der Ermittlung der Mindest-Frühjahrsbesätze werden neben den Wurfbauen auch die bewohnten Baue und damit die nicht reproduzierenden Dachse berücksichtigt. Da die Familiengrößen (inkl. nicht reproduzierender Tiere) direkt mit den Geheckdichten korrelieren (NOACK & GORETZKI 1999, ROGERS et al. 2003), spiegeln die Frühjahrsbesätze ein ähnliches Bild wider wie die Geheckdichten. Die geringfügigen Unterschiede zwischen den Jahren sind nicht signifikant (ANOVA; $p = 0,270$). Der Mindest-Frühjahrsbesatz 2008 betrug im Mittel 0,23 (Median) bzw. 0,37 (arith. Mittel) Altdachse/100 ha. Die Werte in den einzelnen JB schwankten zwischen 0 und 2,65 Altdachsen/100 ha.

Die potentiellen Sommerbesätze, die unmittelbar aus den Mindest-Frühjahrsbesätzen hergeleitet werden, betragen 0,52 (Median) bzw. 0,83 (arith. Mittel) Dachse/100 ha. Die Werte bewegten sich in einem Bereich zwischen 0 und 5,29 Dachsen/100 ha.

Die ermittelten Geheck- bzw. Besatzdichten korrespondieren mit den Ergebnissen der Vorjahre (GRAUER et al. 2008) und sind im Wesentlichen mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen vergleichbar (BICKENBACH 1995, WALLISER & ROTH 1997, HOFMANN 1999, NOACK & GORETZKI 1999, KOWALCZYK et al. 2000).

4.3.2 Reproduktion

Für den Dachs wurden im Jahr 2008 insgesamt 76 Geheckgrößen in den JB ermittelt. Demnach betrug die mittlere Geheckgröße 2,9 (arith. Mittel) bzw. 3,0 Welpen/Geheck (Median). Die Geheckgrößen sind somit wie die Populationsdichten und Jagdstrecken seit 2003 nahezu konstant geblieben (Anhang 11).

4.3.3 Lage der Baue

Im Mittel der Jahre 2004 - 2008 lagen die Dachsbaue zu 47,6 % im Wald; 44,4 % lagen in deckungsreichem Gelände und lediglich 5,6 % im Offenland bzw. 2,5 % in sonstigen Habitaten (vgl. BARTEL et al. 2007). Die Geheckdichten waren in Revieren ohne Waldanteil am geringsten, in Revieren mit maximal 10 % Waldanteil schon deutlich höher und in Revieren mit mehr als 10 % Waldanteil waren die Geheckdichten am höchsten (Abb. 21, ANOVA, $p \leq 0,001$), blieben jedoch bei steigendem Waldanteil auf diesem Niveau. Die Korrelationen zwischen Geheckdichten und Waldanteilen waren in allen Jahren nur gering ($R^2 = 0,01-0,07$) und für 2004 und 2008 nicht signifikant (Pearson, $p = 0,139$ und $p = 0,097$).

Eine allgemeine Bevorzugung von Wald und waldähnlichen Strukturen für die Bauanlage durch Dachse wurde schon von verschiedenen Autoren beschrieben (WALLISER & ROTH 1997, DONCASTER 2001, ROSALINO et al. 2005b, DELAHAY et al. 2006). ROPER (pers. Mittlg.) bescheinigt dem Dachs eine besondere Vorliebe für Böschungen.

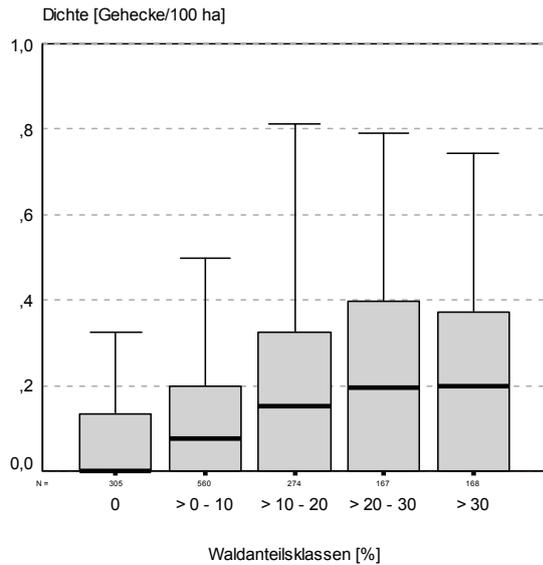


Abb. 21: Geheckdichten im Zusammenhang mit verschiedenen Waldanteilsklassen (in %)

Im NW-Tiefend ist die Populationsdichte mit 0,05-0,09 Gehecken/100 ha deutlich niedriger als in den anderen Großlandschaften mit 0,14-0,33 Gehecken/100 ha. Diese Populationsdichtedifferenzen könnten in geringeren Anteilen an Wald bzw. deckungsreichem Gelände mit Böschungen sowie hohem Grundwasserspiegel begründet sein. Ein geringeres Angebot an geeigneten Habitaten wirkt bei der Anlage der Wurfbaue limitierend auf die Populationsdichte (DONCASTER 2001, ROSALINO et al. 2005a, DELAHAY et al. 2007).

4.3.4 Jagdstrecke

Aus 177 JB wurden für das Jagdjahr 2007/08 Jagdstrecken zur Verfügung gestellt. Demnach wurden im Durchschnitt 0,14 Dachse/100 ha erlegt und weitere 0,09 Dachse/100 ha als Fallwild gemeldet. Der Anteil des Fallwildes an der Gesamtstrecke beträgt ca. 40 %, damit ist die Jagd ein wesentlich geringerer Mortalitätsfaktor als beim Fuchs. Die Dachsstrecken in den JB sowie auf der Gesamtfläche Deutschlands lagen deutlich niedriger als die Zuwachswerte in den JB (Abb. 22). Die im Mittel höheren Dachsstrecken in den JB im Vergleich zu den Bundesstrecken deuten ebenfalls auf eine intensive Raubwildbejagung in den Niederwildrevieren hin.

Die Geheckdichten wie auch die bundesweiten Jagdstrecken stagnieren seit 2003 auf ähnlichem Niveau. Das deutet auf eine derzeit stabile Population hin. Hohe Sterblichkeit, z.B. durch unentdeckte Verkehrstopfer, und das Fehlen geeigneter Habitats zur Anlage von Dachsburgen (KOWALCZYK et al. 2000, REVILLA et al. 2001, DELAHAY et al. 2006) limitieren die Dachspopulation auf einem hohen Niveau.

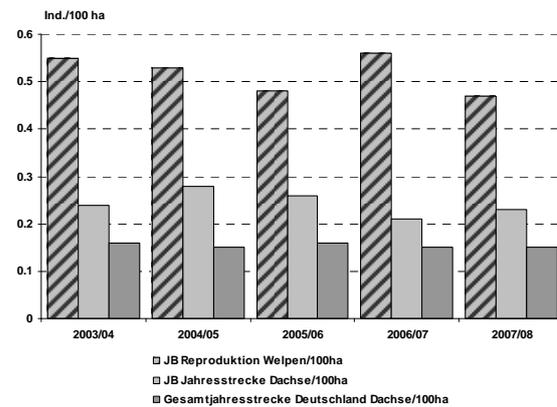


Abb. 22: Dachszuwachs und -strecke in den teilnehmenden JB im Vergleich zur Gesamtjahresstrecke in Deutschland

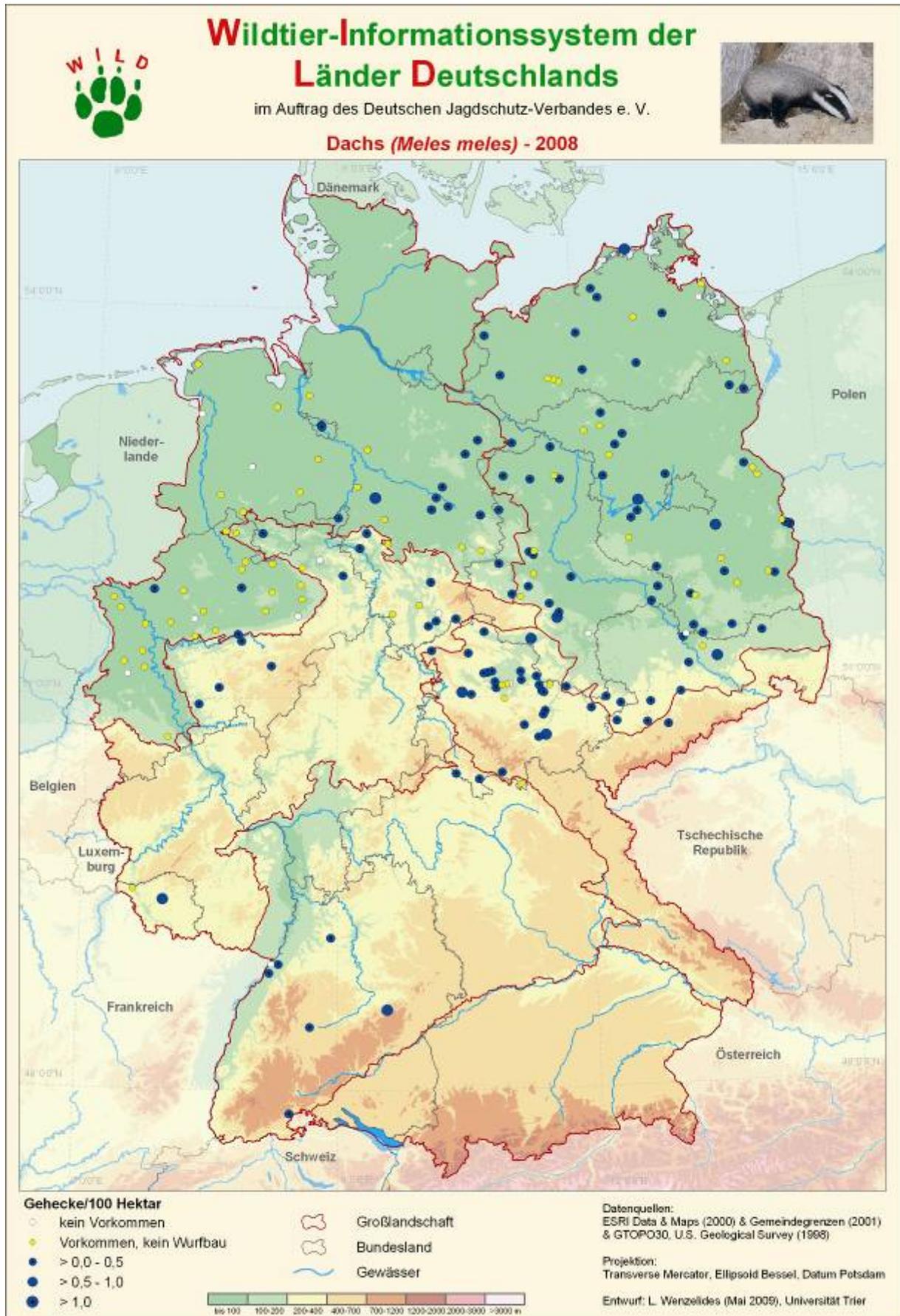


Abb. 23: Dachs-Geheckdichten im Jahr 2008 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands

4.4 Raben- und Nebelkrähe

BARTHEL & HELBIG (2005) führen in der Artenliste der Vögel Deutschlands Raben- und Nebelkrähe nicht weiter als Unterarten der Aaskrähe, sondern definieren diese als eigene Arten. Im WILD wird auf Grund der Übersichtlichkeit der Begriff Aaskrähe weiterhin synonym für beide Arten verwendet.

4.4.1 Datenmaterial

Für das Frühjahr 2008 liegen Daten aus insgesamt 221 JB vor, die sich auf 8 Bundesländer verteilen. Insgesamt wurde im Frühjahr 2008 eine Fläche von 181.248 ha kartiert.

Die Erfassungen der Aaskrähenbesätze werden nach der im WILD - Projekthandbuch beschriebenen Methode (DJV 2003) durchgeführt. Obwohl die Flächengrößen der beteiligten Jagdbezirke vielfach unter den von MENZEL (2000) geforderten 1.000 ha liegen, konnte eine differenzierte Analyse keine signifikanten Unterschiede in der Paardichte von JB mit Größen von 250 - 1000 ha einerseits und größeren JB andererseits aufzeigen (GRAUER et al. 2008). Es wird daher davon ausgegangen, dass die mittleren Paardichten nicht durch die hohe Anzahl an JB < 1.000 ha beeinflusst werden und daher repräsentativ für Deutschland sind.

4.4.2 Paarbesätze

Die mittleren Paardichten (Brut- und Revierpaardichten) des Frühjahrs 2008 liegen in Deutschland bei 1,1 (Median) bzw. 1,8 (arith. Mittel) Paaren/100 ha (Anhang 13). Nachfolgend wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur der Median angegeben.

Schwerpunkte des Aaskrähenvorkommens in Deutschland (Abb. 24) sind das Alpenvorland sowie das NW-Tiefland (GRAUER et al. 2008). Die mittleren Paardichten der Bundesländer im Nordwestdeutschen Tiefland weichen z.T. erheblich vom bundesdeutschen Mittel ab (Abb. 24). In Nordrhein-

Westfalen liegen die mittleren Paardichten in den beteiligten JB (N = 41) bei rund 2,5 Paaren/100 ha. Allerdings ist dabei zu beachten, dass hier die Kartierungen fast ausschließlich in den Tieflandbereichen des Bundeslandes durchgeführt wurden und die Erhebungen daher nur für diesen Bereich repräsentativ sind. Für Niedersachsen wurde ebenfalls eine vergleichsweise hohe, mittlere Paardichte von 1,6 Paaren/100 ha festgestellt.

Gegenüber den nordwestdeutschen Bundesländern werden in den ostdeutschen Bundesländern deutlich geringere Paardichten ermittelt. Die mittleren Paardichten dieser Bundesländer bewegen sich zwischen 0,4 und 0,7 Paaren/100 ha. Eine Ausnahme bildet Thüringen, wo die mittleren Paarbesätze bei rund 1,1 Paaren/100 ha liegen.

Neben den regionalen Unterschieden treten auch innerhalb der Bundesländer starke Abweichungen im Paarbesatz auf. So kommen einerseits in allen Bundesländern Jagdbezirke vor, in denen die Aaskrähenpaare nicht oder nur selten anzutreffen sind (Anhang 13). Andererseits werden auch hohe Paardichten von über 3 Paaren/100 ha ermittelt, die vielfach mit besonderen Nahrungsquellen wie beispielsweise Maissilagen oder Freiland - Tierhaltung begründbar sind.

Der Vergleich der in WILD ermittelten Paardichten der Aaskrähe mit den Erhebungen des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (SUDFELDT et al. 2007) zeigt eine weitgehende Übereinstimmung der mittleren Paardichte auf Bundesebene. Die auftretenden Unterschiede in den Bundesländern sind sehr wahrscheinlich auf die z.T. geringen Stichprobenumfänge zurückzuführen.

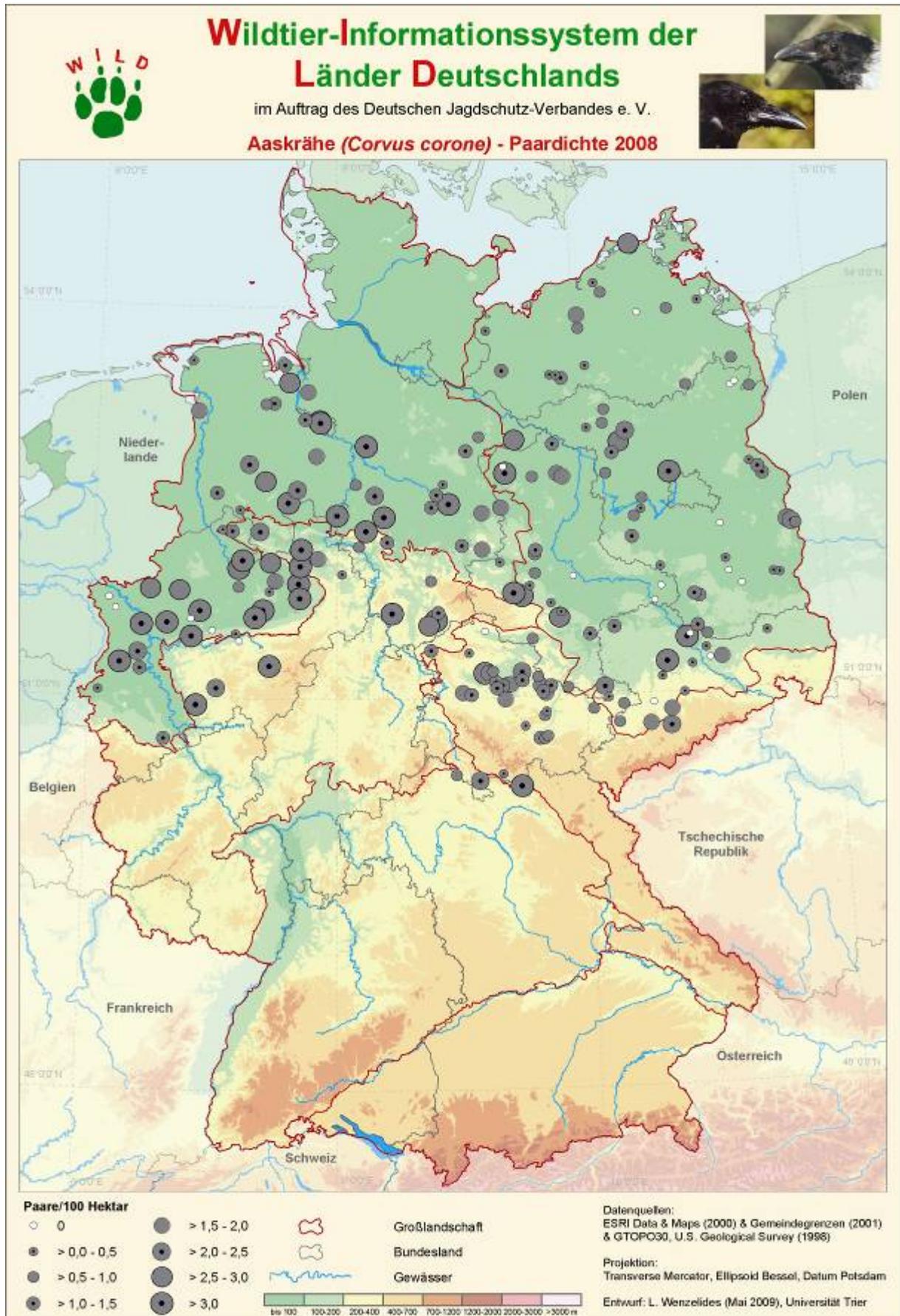


Abb. 24: Paarbesätze der Aaskrähe in Deutschland, Frühjahr 2008

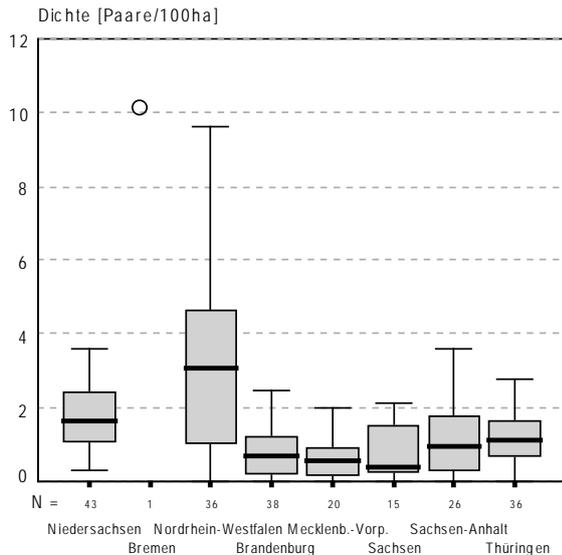


Abb. 25: Paardichte der Aaskrähe in den beteiligten JB der Bundesländer, Frühjahr 2008

Zwischen 2003 und 2008 blieben die mittleren Paardichten in den Referenzgebieten des WILD weitgehend unverändert (Abb. 3). Auch wenn die mittleren Paardichten auf Bundesebene leicht angestiegen sind (Anhang 13), lassen sich keine signifikanten Trends feststellen (DUNCAN, $p = 0,08$).

Neben den mittleren Paardichten ist ferner die Besatzstruktur zwischen 2003 und 2008 konstant. So hat sich sowohl der Anteil der Jagdbezirke, in denen keine Paare bestätigt werden konnten (7 - 11 %), als auch der Anteil der Jagdbezirke mit hohen Paardichten (> 3 Paare/100 ha; 13 - 20 %) nicht verändert (Abb. 26).

Die konstanten Paardichten und Populationsstrukturen der letzten Jahre deuten darauf hin, dass sich die Faktoren, die die Paardichte bestimmen (Brutplatz- und Nahrungsangebot, Konkurrenzsituation Brüter - Nichtbrüter, MENZEL et al. (2000)) in den teilnehmenden JB seit Beginn des WILD nicht verändert haben.

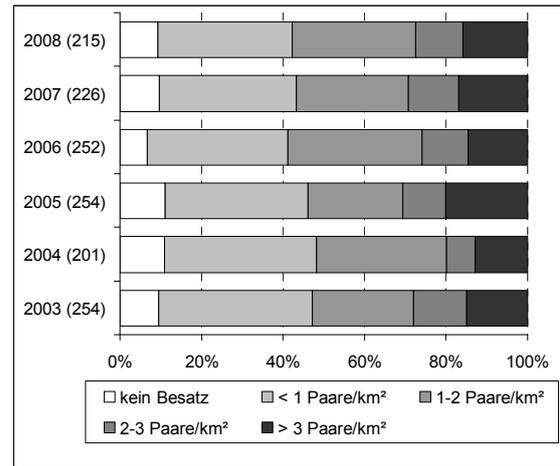


Abb. 26: Anteil der Paardichteklassen der Aaskrähe 2003 - 2008 (2004 ohne NRW); Angabe in Klammern: Anzahl beteiligter JB

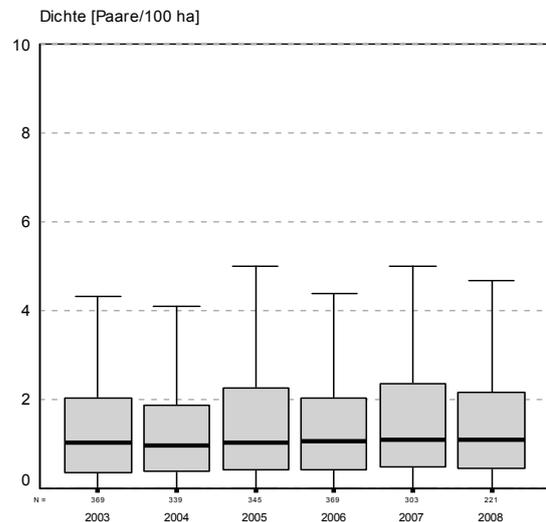


Abb. 27: Entwicklung der Paarbesätze der Aaskrähe in den beteiligten JB Deutschlands, Frühjahre 2003 - 2008 (2004 ohne NRW)

5 Flächendeckende Einschätzung (FE)

5.1 Rebhuhn

5.1.1 Datenmaterial

Die Erfassung der Rebhuhnbesätze erfolgte 2008 im Rahmen von WILD entweder in den Referenzgebieten (Baden-Württemberg, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Berlin) oder im Rahmen von jährlich durchgeführten Flächendeckenden Erfassungen (Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Thüringen). In den anderen Bundesländern standen die Flächendeckenden Erfassungen turnusgemäß nicht an.

Insgesamt liegen für das Jahr 2008 Besatzdaten aus 2.654 Gemeinden vor, die eine Gesamtfläche von rund 5,19 Mio. ha Offenland abdecken (Anhang 14).

Ziel der FE ist es, zeitnah ein umfassendes und charakteristisches Bild der Besatzsituation zu erhalten. Daher wird eine möglichst hohe Beteiligungsrate angestrebt. In jedem Fall sollte mehr als die Hälfte der Landwirtschaftsfläche der einzelnen Bundesländer in die Erfassung einbezogen sein, um eine hohe Repräsentativität der Daten zu gewährleisten. In Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen sind jeweils über 80 % der Agrarfläche in den Einschätzungen berücksichtigt. In Nordrhein-Westfalen liegt der Anteil der erfassten Fläche an der gesamten Agrarfläche des Bundeslandes bei rund 37 %. Da hier, wie in den Vorjahren auch, die Erfassung auf die Hauptvorkommensgebiete der Art fokussiert ist, kann von einer hohen Repräsentativität für die erfassten Bereiche ausgegangen werden.

Die aus Baden-Württemberg, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern vorliegenden Besatzangaben stammen aus den RG des WILD und können daher nicht oder nur eingeschränkt mit den Ergebnissen von Flächendeckenden Erfassungen verglichen werden.

Bei der kartographischen Darstellung der Vorkommen (Abb. 30) in den Bundesländern wird auf Daten des Jahres 2006, 2007 und 2008 zurückgegriffen. Dies ist zulässig, da auf Grund der Entwicklung in den übrigen Regionen überregionale Besatzeinbrüche und damit wesentliche Veränderungen der Vorkommen (Verbreitung und Paardichte) nicht zu erwarten sind.

5.1.2 Verbreitung

Die Verbreitungsschwerpunkte des Rebhuhns liegen nach den Ergebnissen der FE 2006 (BARTEL et al. 2007) und den Erfassungen in 2007 (GRAUER et al. 2008) und 2008 im atlantisch geprägten NW-Tiefland sowie in Regionen mit warm-trockenem Klima. Entsprechend sind höhere Populationsdichten außer im NW-Tiefland auch in der Rheinebene, Niederbayern, Franken und der Oberpfalz festzustellen. Nicht oder nur selten kommt die Art im Alpenvorland, im Allgäu sowie den meisten Mittelgebirgen oder anderen waldreichen Regionen vor.

Diese Beobachtung bestätigen die in der Literatur diskutierten Habitatansprüche der Art (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1994), wonach das Rebhuhn nasse und sehr kalte Böden meidet und seine höchsten Siedlungsdichten eher auf warmen und gleichzeitig fruchtbaren Löß-, Schwarz- und Braunerdeböden erreicht.

5.1.3 Brutpaarbesätze

Die ermittelten Rebhuhndichten variieren regional sehr stark. Im Schwerpunkt vorkommen der Art (NW-Tiefland) liegen die Brutpaarbesätze bei 1,0 (Median) bzw. 1,2 (arith. Mittel) Brutpaaren/100 ha Offenland (Anhang 15, Abb. 30). In einigen Gemeinden sind hier flächendeckend mehr als drei Paare/100 ha Offenland anzutreffen. In Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Bremen, als den Bundesländern, die dieser Großlandschaft zum größten Teil zugeordnet sind, bewegen sich die Paardichten (Median) zwischen 0,5 Paaren/100 ha Offenland

(Bremen) und 1,8 Paaren/100 ha Offenland (Nordrhein-Westfalen) bzw. zwischen 0,5 und 2,3 Paaren/100 ha Offenland im arithmetischen Mittel (Abb. 28, Anhang 14). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass das Rebhuhn in Nordrhein-Westfalen ausschließlich in den Landesteilen eingeschätzt wird, die im Bereich des NW-Tieflandes liegen. Ein Vergleich dieses Durchschnittswertes mit den Ergebnissen anderer Bundesländer ist nur eingeschränkt möglich, da in diesen Bundesländern die Erhebungen auch in den Mittelgebirgslagen durchgeführt werden.

Im Gegensatz zum NW-Tiefland sind die Rebhuvorkommen der östlichen Bundesländer zersplitterter als in den westdeutschen Bundesländern und mit Dichten von 0,04 - 0,5 Paaren/100 ha Offenland im arithmetischen Mittel signifikant niedriger (Duncan, $p \leq 0,05$). In der Regel liegt der Median in diesen Bundesländern bei Null, da in mehr als 50 % der teilnehmenden Jagdbezirke keine Rebhühner festzustellen sind.

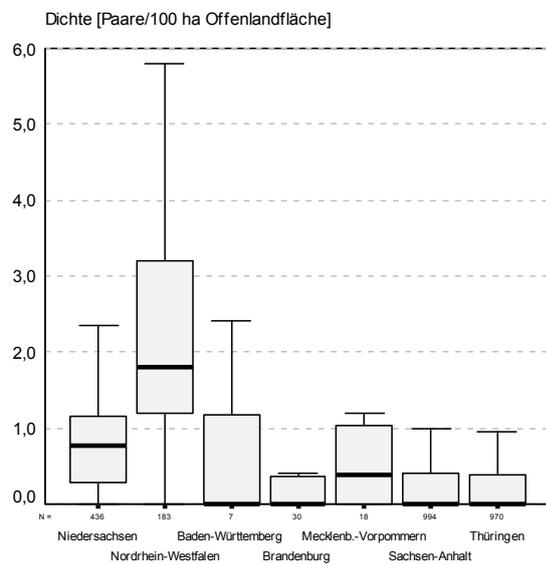


Abb. 28: Paardichte des Rebhuhns in den Bundesländern, Frühjahr 2008 (Gemeindeebene)

In ihrer Spannweite sind die Paardichten des Rebhuhns in Deutschland vergleichbar mit den Vorkommen in England, die durch den Game Conservancy Trust erfasst werden und im Jahr 2005 zwischen einem und rund 6 Paar(en)/100 ha Offenland variieren (KINGDOM 2006).

5.1.4 Entwicklung

Eine Bewertung der Besatzentwicklungen in den Großlandschaften ist auf Grund der unterschiedlichen Datengrundlage der einzelnen Jahre nur für das NW-Tiefland und das O-Mittelgebirge möglich, da hier die Beteiligungsraten im Gegensatz zu den anderen Großlandschaften seit 2003 weitgehend konstant sind. In der Entwicklung der Paarbesätze des NW-Tieflandes (Anhang 15, Abb. 29) deutet sich ein leicht rückläufiger Trend an, der jedoch nicht signifikant ist. Im O-Mittelgebirge sind die Besätze bei 0,3 Paaren/100 ha Offenland (arith. Mittel) weitgehend stabil.

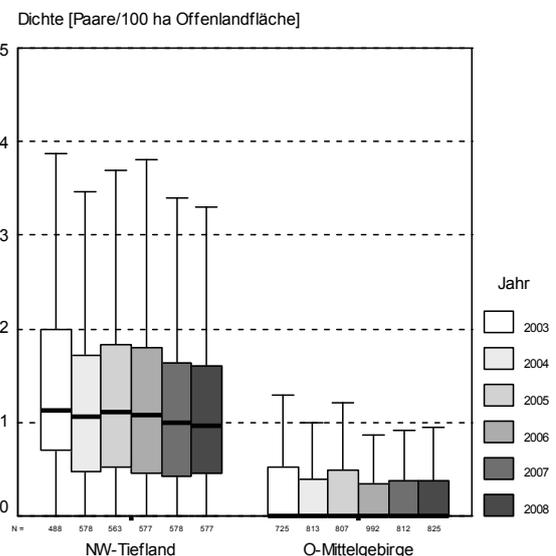


Abb. 29: Entwicklung der Paardichte des Rebhuhns in den Großlandschaften, 2002 - 2008

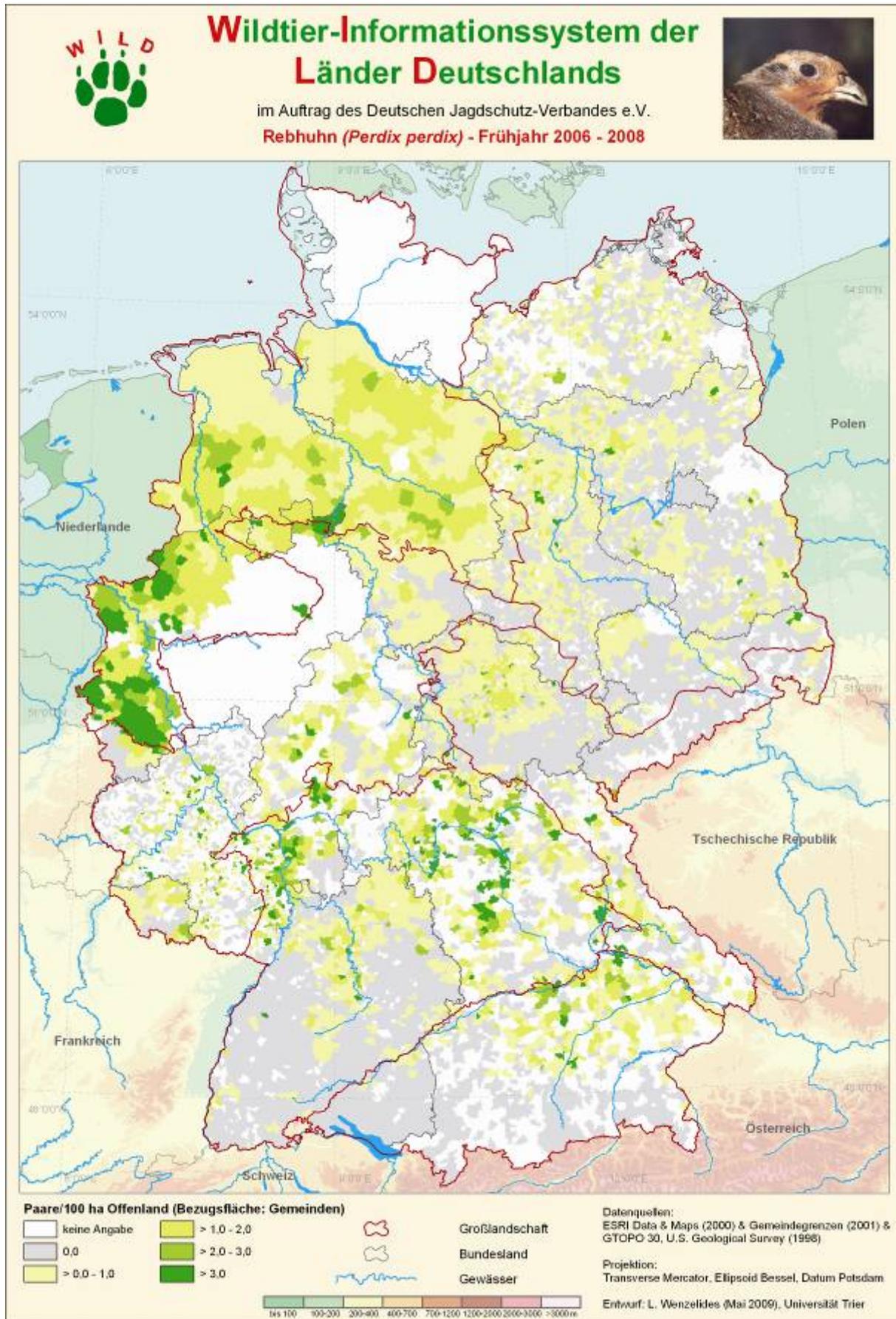


Abb. 30: Rebhuhnpaarbesatz in Deutschland, Frühjahre 2006 - 2008 (Darstellung der jeweils aktuellsten Datenlage auf Gemeindeebene)

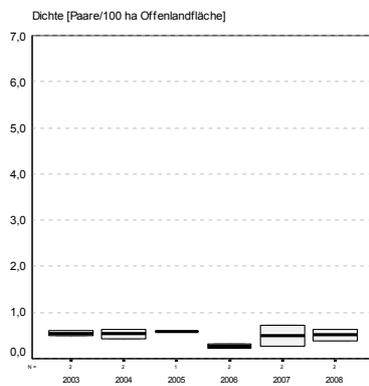
Entwicklung in den Bundesländern

Für Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen (Abb. 31) können die Entwicklungen der Besätze seit 2003 über die Ergebnisse der Flächendeckenden Erfassungen dargestellt werden (Anhang 14). Diese zeigen analog zu den Großlandschaften Paarbesätze, die auf unterschiedlichen Niveaus seit 2003 weitgehend stabil sind. In Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen, als den Bundesländern mit den größten zusammenhängenden Rebhuhn - Vorkommen, liegen

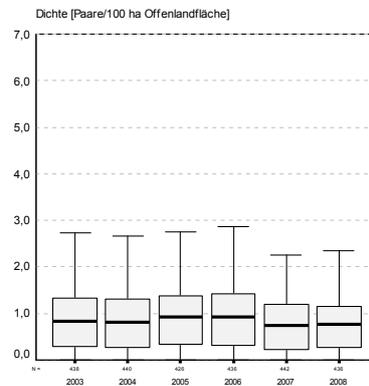
die Paardichten seit dem Start des WILD konstant bei rund einem bzw. zwei Paaren/100 ha Offenland. In Sachsen-Anhalt und Thüringen sind die Dichten auf niedrigerem Niveau ebenfalls stabil.

Anzumerken ist, dass in Sachsen-Anhalt das Rebhuhn seit 2004 im Rahmen einer jährlich wiederholten Flächendeckenden Erfassung abgefragt wird. Die für das Jahr 2003 vorliegenden Abundanzen wurden hingegen in den RG ermittelt und sind daher auf Grund der unterschiedlichen Datengrundlage nicht zu vergleichen.

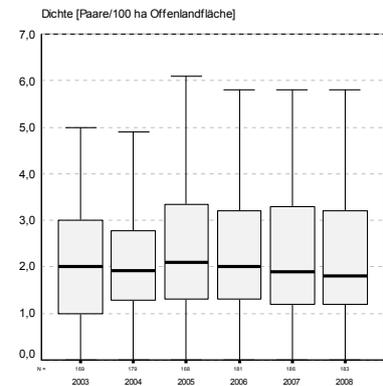
a) Bremen



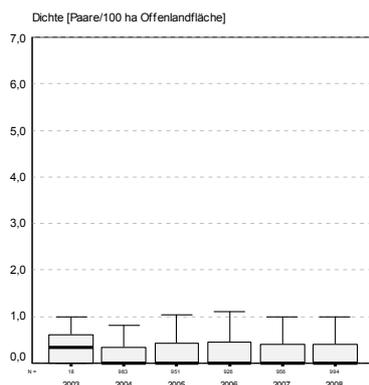
b) Niedersachsen



c) Nordrhein-Westfalen



d) Sachsen-Anhalt



e) Thüringen

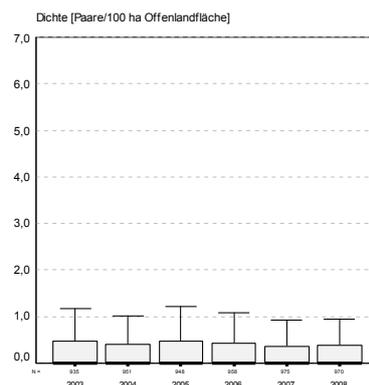


Abb. 31: Entwicklung der Paardichten des Rebhuhns in den Bundesländern, 2003 - 2008

6 Jagdstrecken in WILD

Jagdstrecken werden in Deutschland durch die zuständigen Fachbehörden der Bundesländer erhoben und länderbezogen dargestellt. In WILD wurden sie im Jahr 2008 zum ersten Mal aus allen Bundesländern auf der **Ebene der Landkreise** zusammengetragen. Diese Daten sollen in erster Linie dazu genutzt werden, Angaben zur **Verbreitung** von jagdbaren Arten abzuleiten. Im Vergleich zu der flächendeckenden Einschätzung, bei der durch Abfragen u.a. Verbreitungsangaben auf Gemeindeebene erhalten werden, sind die aus den Jagdstrecken gewonnenen Angaben in ihrer räumlichen Auflösung deutlich undifferenzierter. Es versteht sich daher von selbst, dass auch die daraus abgeleiteten Verbreitungsgebiete keinen so hohen Differenzierungsgrad aufweisen können (s.u.).

Darüber hinaus liefern Jagdstreckenstatistiken für WILD u.a. wichtige Angaben zur Nutzung der bejagten Wildarten. Gerade für eine **Bewertung der nachhaltigen Nutzung** sind Jagdstrecken neben einem „direkten Bestandsmonitoring“ wertvoll (BIRDLIFE-INTERNATIONAL 2004).

Grundsätzlich sind Jagdstreckenstatistiken nur sehr bedingt zur Abschätzung von Populationsdichten geeignet, da die Bejagungsintensität im Regelfall nicht bekannt ist und auch die Standardisierung bei der Erhebung eingeschränkt ist (s.u.). Unterschiede in den Jagdstrecken sind deshalb kein gesicherter Hinweis auf Veränderungen der Populationsdichte, sondern können u. U. hauptsächlich auf eine veränderte Bejagung zurückgeführt werden. Ein anschauliches Beispiel hierfür liefert die Entwicklung der Jagdstrecke beim Schwarzwild. Der im Jagdjahr 2006/07 zu verzeichnende Einbruch um ca. 40 % im Vergleich zum Vorjahr ist wahrscheinlich in erster Linie auf eine in diesem Zeitraum veränderte Bejagunseffektivität zurückzuführen (vgl. Kapitel 6.7).

Mit der Integration der Jagdstrecken in WILD unterstützen der Deutsche Jagdschutz-Verband und die Landesjagdverbände das von der EU-Kommission finanzierte FACE-Projekt *ARTEMIS* (GRIFFIN 2009).

6.1 Material und Methode

Für ausgewählte Wildarten wurden die Jagdstrecken (inkl. Fallwild) auf Landkreisebene für die Jagdjahre 2001/02 - 2007/08 abgefragt und Ende 2008 durch die zuständigen Behörden zur Verfügung gestellt (Anhang 16 und 17). Hierbei gestaltete sich die Zuordnung der Jagdstrecken der staatlichen Eigenjagdbezirke zu den jeweiligen Landkreisen in den Bundesländern schwierig, in denen die staatlichen Forstämter eigenständige Untere Jagdbehörden bilden (Anhang 18). In diesen Fällen melden die Forstämter ihre Zahlen ohne Differenzierung nach Kreisen aufsummiert an die übergeordneten Behörden. Soweit möglich, wurden die Strecken dieser Forstämter nachträglich den jeweiligen Landkreisen zugeordnet. War dies nicht möglich, aber der Streckenanteil der staatlichen Eigenjagdbezirke an der Gesamtstrecke des Bundeslandes vergleichsweise gering, werden die Abschusszahlen der Kreise ohne Berücksichtigung der Abschusszahlen der staatlichen Eigenjagdbezirke dargestellt.

Im Vergleich zu den im DJV-Handbuch (DJV 2003) dargestellten Gesamtjagdstrecken der Bundesländer ergeben sich zum Teil deutliche Unterschiede. Diese resultieren zum einen aus der nachträglichen Korrektur der Statistiken durch die zuständigen Behörden selbst und zum anderen aus der oben erwähnten Zuordnungsproblematik.

Die gemeldeten Jagdstrecken der Kreise werden in einer **Datenbank** verwaltet. Stand der hinterlegten Kreisorganisation ist das Jahr 2001, d.h. die bereits durchgeführten Kreisreformen in den Bundesländern Sachsen und Sachsen-Anhalt sind noch nicht berücksichtigt. In dieser Datenbank sind zudem die Flächenstatistiken nach Art der tatsächlichen Nutzung (Stand 2004, Ausnahmen Niedersachsen mit Stand 2006) der Statistischen Landesämter integriert. Ergänzend zu den hierin aufgeführten Flächenkategorien wurde weiterhin die bejagbare Fläche der Landkreise aus deren Gesamtfläche abzüglich der Gebäude- und Friedhofsfläche berechnet. Die bejagbare Fläche bildet die Basis für die Berechnung der Abschussdichten.

6.2 Erläuterungen zur Darstellung

In diesem Bericht werden zunächst die Jagdstrecken der Schalenwildarten (ohne Rehwild) sowie die von Fasan, Waschbär und Marderhund, Baum- und Steinmarder dargestellt ¹.

Darstellung der Jagdstrecke als Strecke/100 ha (Streckendichte)

Um die Streckenangaben der unterschiedlich großen Landkreise vergleichbar zu machen, werden Streckendichten (Strecke/100 ha) in artspezifischen Kategorien dargestellt. In den Karten wird dabei jedem Landkreis eine der Dichtekategorie entsprechende Farbe zugeordnet. **Dieses flächenhafte Einfärben darf nicht mit einer flächendeckenden Verbreitung der Art gleichgesetzt werden !**

Bereits oben wurde erwähnt, dass Kreise als Bezugsebene nur eine relativ grobe räumliche Differenzierung der Verbreitung ermöglichen. Das bedeutet, dass für Arten wie z.B. Rot-, Dam-, Sika- und Muffelwild sowie Waschbär und Marderhund, die innerhalb der Landkreise oftmals nur auf kleinen Teilflächen vorkommen, teilweise keine ausreichende Differenzierung dargestellt werden kann. Hierfür wären Angaben auf Gemeindeebene notwendig, die WILD aber nicht vorliegen. Deshalb dürfen diese Angaben nicht fehlinterpretiert werden. Dies trifft auch für die Dichtekategorien selbst zu, da - wie bereits erwähnt - die Bejagungsintensität nicht bekannt ist. Das bedeutet, dass nicht bei jeder Art zwangsläufig von hohen Streckendichten auf Verbreitungsschwerpunkte geschlossen werden darf.

Darstellung der Jagdstrecke als Mittel der vorliegenden Jagdjahre bzw. als Jagdstrecke eines einzelnen Jagdjahres

Um die unterschiedlichen Situationen in den Landkreisen nicht durch kurzfristige Veränderungen in der Bejagung zu verfälschen, werden die Jagdstreckendichten als Mittelwert der vorliegenden Jagdjahre dargestellt (Anhang 18). Diese Vorgehensweise hat zudem den Vorteil, dass auch die Landkreise abgebildet werden können, in denen nicht in jedem Jahr Stücke erlegt werden. Diesem Aspekt kommt auch bei der Darstellung von Marderhund und Waschbär eine besondere Bedeutung zu, da sich so die Ausbreitungsfronten besser darstellen lassen.

Datenlage

Es ist zu beachten, dass für Thüringen nur die Jagdstrecken des Jagdjahres 2007/08 und für Sachsen-Anhalt nur die Jagdstrecken des Jagdjahres 2006/07 dargestellt werden können. Nur für diese Jagdjahre war eine Zuordnung der Jagdstrecken der staatlichen Eigenjagdbezirke zu den Landkreisen realisierbar. Auch gilt zu berücksichtigen, dass für Sachsen nur die Rotwild-Jagdstrecken der staatlichen Eigenjagdbezirke des Jagdjahres 2007/08 den Kreisen zugeordnet werden konnten und in den Statistiken die außerhalb der Bewirtschaftungsbezirke erlegten Stücke nicht beinhalten.

¹ Die amtlichen Streckenangaben auf Kreisebene können bei Interesse im WILD-Zentrum Trier angefordert werden.

6.3 Rotwild (*Cervus elaphus*)

Das Rotwild ist die größte heimische Schalenwildart und gilt als ökologische Leitart für seine Vorkommensgebiete (BEYER 2002); so werden beispielsweise Maßnahmen zur Sicherung von unzerschnittenen Lebensräumen (Grünbrücken etc.) auf die Art abgestimmt (BECKER 2002). Die Verbreitungsgebiete des Rotwildes sind heute in vielen Bundesländern per Verordnung geregelt. Die definierten Rotwildgebiete sind geprägt durch einen hohen Waldanteil, obwohl die Art eher ein Steppentier ist (WÖLFEL 1999).

In den ausgewiesenen rotwildfreien Gebieten sollen in der Regel alle Stücke erlegt werden, was den freien Austausch zwischen Populationen behindert.

Die direkte Erfassung der Art in den Vorkommensgebieten ist, wie bei allen Schalenwildarten, sehr schwierig. Anhand der Abschusszahlen kann jedoch der Gesamtbestand an Rotwild in gewissem Maße abgeschätzt werden: Sofern nachhaltig gejagt wird, liegt die Nutzungsrate bei etwa 1/3 des Gesamtbestandes (WOTSCHIKOWSKY & KERN 2004). Zudem können Trends in den Populationen über die Entwicklung der Jagdstrecke abgeschätzt werden, sofern dabei die Jagdintensität berücksichtigt wird.

Aktuelle Vorkommen

Nach den im WILD vorliegenden Daten kommt Rotwild in 45 % der Landkreise Deutschlands nicht vor (Abb. 33). So werden aus weiten Bereichen des nordwestlichen Niedersachsens, des Niederrheins sowie Niederbayerns und der schwäbisch-fränkischen Alp keine Strecken gemeldet. Hingegen finden sich die größten unzerschnittenen Vorkommen im östlichen Niedersachsen und den ostdeutschen Bundesländern, den Mittelgebirgen sowie den bayerischen (Vor-)Alpen. Kleinere Vorkommen finden sich zudem in Schleswig-Holstein, dem nordwestlichen Nordrhein-Westfalen und im Schwarzwald. In den vergangenen Jahren wurden die höchsten Jagdstrecken in den Landkreisen Ahr-

weiler, Euskirchen, Celle, Soltau-Fallingb., Amberg-Sulzbach, Oberallgäu, Uecker - Randow und Ostprignitz - Ruppin erreicht. Die Abschusszahlen dieser Landkreise liegen in der Regel über 1.000 Stück/Jahr, was mehr als 0,9 Stück/100 ha Landkreisfläche entspricht. Im Jagdjahr 2006/07 wurden in diesen Landkreisen rund 18 % der Gesamtstrecke Deutschlands gestreckt. Im Jagdjahr 2006/07² wurden in 38 Landkreisen hingegen ≤ 10 Stück Rotwild erlegt. Diese wandern in der Regel aus benachbarten Vorkommen zu oder stammen aus sehr kleinen Vorkommen innerhalb der Landkreise.

Entwicklung der Jagdstrecke seit 1958

Die Rotwildstrecke in Deutschland lag zu Anfang der 1990er Jahre bei rund 62.000 Stück und damit auf dem höchsten Stand seit der Erfassung der Jagdstrecken im Jahr 1958 (Abb. 32).

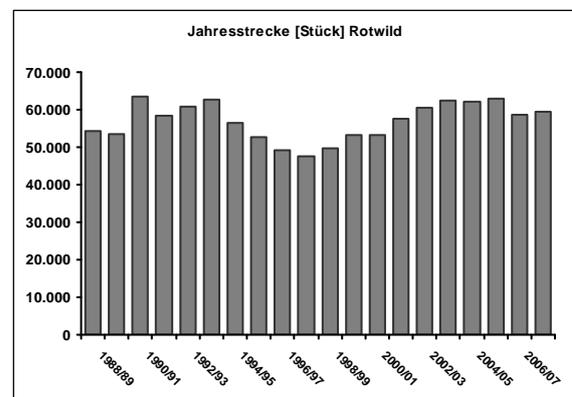


Abb. 32: Entwicklung der Jagdstrecke des Rotwildes in Deutschland zwischen den Jagdjahren 1990/91 und 2007/08

der gestiegenen Jagdstrecken war der (politische) Wille zur Reduktion der seit 1945 angewachsenen Bestände (WAGENKNECHT 2000). In den ostdeutschen Bundesländern wurden nach der Wiedervereinigung die sehr hohen Populationsdichten aus der

² Thüringen Jagdjahr 2007/08

Zeit der damaligen DDR abgebaut. In den westdeutschen Bundesländern, in denen bereits Mitte der 1960er Jahre die Bestände abgesenkt wurden, sollte die Wiederbegründung der orkangeschädigten Wälder erleichtert werden.

Zu Ende der 1990er Jahre waren die Abschussvorgaben auf Grund der inzwischen abgesenkten Bestände vielfach nicht mehr zu erreichen, was den Rückgang auf rund 47.000 erlegten Stück im Jagdjahr 1997/98 erklärt. Inzwischen werden wieder rund 60.000 Stück Rotwild in Deutschland erlegt, was primär auf die höheren Jagdstrecken in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen zurückzuführen ist.

Aktuelle Entwicklung des Abschusses

Für insgesamt 171 Landkreise ³ können auf Basis der vorliegenden Daten Zeitreihen über die Streckenentwicklung seit dem Jagdjahr 2001/02 ⁴ dargestellt werden. In 23 Landkreisen ging der Abschuss zwischen 15 und 50 % zurück. In weiteren 12 Landkreisen nahm die Strecke um mehr als 50 % ab. Dies betrifft vielfach Landkreise mit sehr geringen Abschusszahlen, in denen sich leichte Veränderungen in der Zahl der erlegten Stücke prozentual gesehen stark auswirken. Überregionale Trends sind hierbei nicht festzustellen. In 44 Landkreisen (25 %) blieb der Abschuss in einem Bereich von +/- 15 % weitgehend stabil. In 27 % der Landkreise stieg die Zahl der gemeldeten Stücke zwischen 15 und 50 % an, in weiteren 27 % der Landkreise sind starke Streckenzunahmen über 50 % zu verzeichnen. Daher kann derzeit in der Mehrheit der Landkreise von stabilen bis zunehmenden Beständen ausgegangen werden.

³ Ohne Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen

⁴ Niedersachsen ab Jagdjahr 2004/05

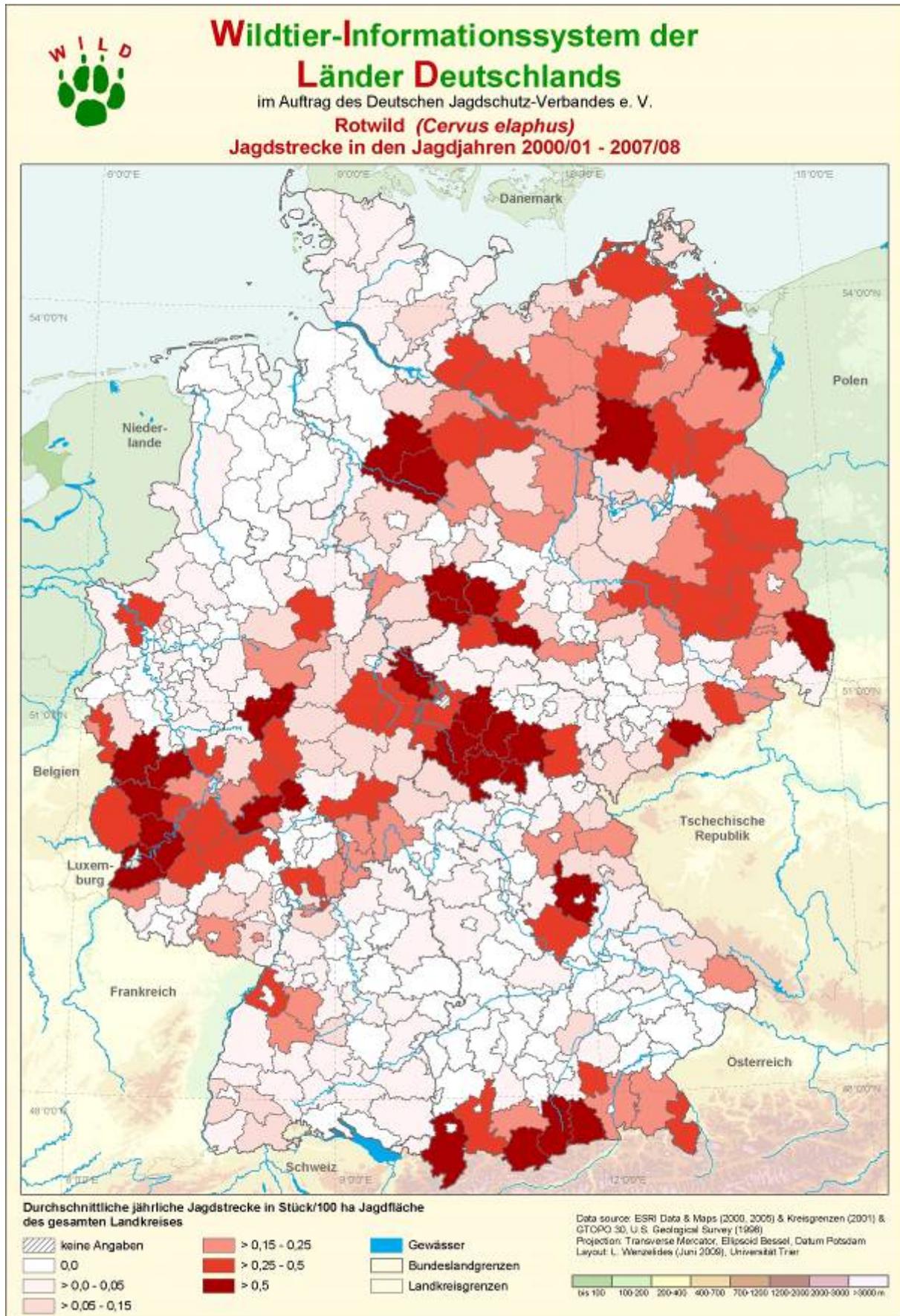


Abb. 33: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Rotwildes [Stück/100 ha Jagdfläche des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

6.4 Sikawild (*Cervus nippon*)

Das ursprünglich in Ostasien beheimatete Sikawild wurde im Jahr 1893 erstmalig in einem deutschen Wildpark eingesetzt und wird seitdem in Gehegen gehalten. Hinsichtlich der Körpergröße ist Sikawild etwas kleiner als Damwild. Kälber sind im Winter etwa so groß wie Rehe und mit diesen leicht zu verwechseln. Kommen Sika- und Rotwild in einem Gebiet gemeinsam vor, kann es zu einer genetische Vermischung der beiden Arten kommen, die in freier Wildbahn jedoch nur selten nachgewiesen ist (HERZOG & GEHLE 2002).

Die bedeutendste Population findet sich im Arnsberger Wald (Hochsauerland). Diese geht im Wesentlichen auf die Auflassung eines Gatters im Jahr 1945 zurück. Im Arnsberger Wald werden auf etwa 16.000 ha jährlich zwischen 400 und 600 Stück Sikawild erlegt. Für die Jahre 2004 und 2005 wird ein Bestand von rund 1.200 Stück angenommen, der in den nächsten Jahren abgesenkt werden soll (WOTSCHIKOWSKY 2005). In Nordrhein-Westfalen findet sich eine weitere Wildpopulation im Landkreis Höxter.

Ein ebenfalls bedeutendes Vorkommen liegt im Landkreis Waldshut-Tiengen (Baden-Württemberg), mit einer jährlichen Strecke von 250 - 350 Stück. Insgesamt soll diese Population nicht weiter anwachsen. Regelmäßige Abschüsse werden auch aus dem benachbarten Landkreis Tuttlingen gemeldet.

In Schleswig-Holstein kommt Sikawild im Landkreis Schleswig-Flensburg (Strecke 65 - 80 Stück/Jahr) und im Landkreis Rendsburg-Eckernförde (Strecke 33 - 83 Stück/Jahr) vor. Diese Populationen wurden um 1900 durch Einbürgerung begründet.

Weiterhin ist Sikawild in einigen Landkreisen entlang der tschechischen Grenze anzutreffen. Insbesondere im Landkreis Neustadt/Waldnaab werden regelmäßig Stücke erlegt. Vereinzelt wird Sikawild zudem in anderen Landkreisen Deutschlands erlegt, welches i.d.R. aus Gehegen ausgebrochen ist.

6.5 Muffelwild (*Ovis ammon musimon*)

Das Muffelwild ist die einzige in Europa vorkommende Wildschafart und stammt ursprünglich vom mittlerweile ausgestorbenen kleinasiatischen Mufflon ab. Anfang des 20. Jahrhunderts wurde die weltweit kleinste Wildschafart aus Korsika und Sardinien in Deutschland eingebürgert. Geeignete Lebensräume stellen warmtrockene Regionen mit steinig-felsigen Böden dar. In diesen Habitaten treten die arttypischen Krankheiten Moderhinke oder Schalenauswuchs seltener auf. Muffelwild ist überwiegend tagaktiv und wechselt innerhalb seines Streifgebietes unstopfend umher (PIEGERT & ULOTH 2005).

Die Hauptvorkommen des Muffelwildes liegen im Bereich der West- und Ostdeutschen Mittelgebirge sowie in der Ostdeutschen Tiefebene. Allerdings sind auch in diesen Großlandschaften die Populationen nicht sehr groß und die Vorkommensgebiete beschränken sich auf Teilbereiche der Landkreise. Die Jahresstrecken liegen in der Regel unter 100 Stück/Jahr. Auch außerhalb der Hauptvorkommen werden aus einzelnen Landkreisen Muffelstrecken gemeldet. In vielen Fällen sind diese Tiere aus Wildparks ausgebrochen. In den etablierten Populationen Süddeutschlands liegen die Abschusszahlen insgesamt niedriger als in den West- und Ostdeutschen Mittelgebirgen bzw. der Ostdeutschen Tiefebene.

Die Entwicklung der Jagdstrecken konnte in 91 Landkreisen anhand der vorliegenden Zahlen für die Jagdjahre 2001/02 - 2006/07 bewertet werden. In 43 Landkreisen zeigte sich ein negativer Trend und in 48 Kreisen waren die Abschusszahlen stabil oder hatten einen positiven Trend. Nach Angaben des DJV-Handbuchs 2009 (DJV 2009) hat die Anzahl der in Deutschland erlegten Muffel in diesem Zeitraum von 7.280 Stück (2001/02) auf 5.576 Stück (2006/07) abgenommen.

6.6 Damwild (*Cervus dama*)

Damwild kam bereits in der letzten Warmzeit in Europa vor, die Vorkommen erloschen aber nach der letzten Eiszeit durch intensive Bejagung in den Restvorkommen Südeuropas (SIEFKE & STUBBE 2008). Bereits in der Antike wurde es von den Phöniziern und Römern in vielen Ländern des Mittelmeerraumes aus Kleinasien wieder eingeführt. Einzelnachweise aus Gatterhaltung in Deutschland gibt es bereits aus der Römerzeit (z.B. in Trier). Ab dem späten Mittelalter wurde der Damhirsch vermehrt in Gattern gehalten und immer wieder ausgewildert.

Vorkommen

Die heutigen Vorkommen in Deutschland begründen sich auf Auswilderungen dänischer Damhirsche beginnend ab dem 16. Jahrhundert in Mecklenburg, wo heute noch sehr hohe Strecken erzielt werden. Zur Stärkung und Verbreitung des Damwildes wurden zahlreiche Neueinbürgerungen Anfang des 20. Jahrhunderts im Norddeutschen Raum und in den 1970er Jahren in der damaligen DDR vorgenommen (SIEFKE & STUBBE 2008).

Die Hauptvorkommen liegen in Norddeutschland (Abb. 37), den Hauptanteil an der Gesamtstrecke trägt Brandenburg mit 25 %, die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen sind mit je 20 % sowie Schleswig-Holstein mit 15 % an der Strecke beteiligt. Weitere größere Vorkommen liegen im nördlichen Sachsen-Anhalt, in Thüringen und in Ostsachsen. Kleine Vorkommen sind in allen übrigen Bundesländern zu finden.

Streckenentwicklung

Die Streckenkarte stimmt weitgehend mit der Verbreitungskarte des Damwildes überein (SIEFKE & STUBBE 2008), zeigt jedoch zusätzlich lokale Vorkommen im nördlichen Bayern und im Landkreis Viersen in Nordrhein-Westfalen. Vereinzelt Erlegungen in anderen Landkreisen sind vermutlich auf Gatterflüchtlinge zurück zu führen, könnten aber auch aus Wanderungen und Verlagerungen der Einstände außerhalb der Brunft resultieren (CIUTI et

al. 2004). In 68 % der Landkreise Deutschlands mit maximal 15 Stück Jahresstrecke kommt das Damwild lediglich sporadisch vor.

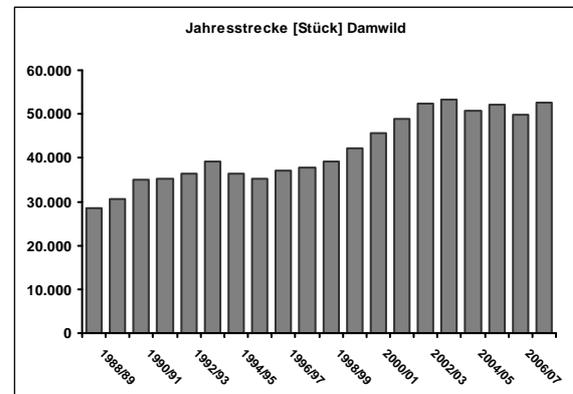


Abb. 36: Entwicklung der Jagdstrecke des Damwildes in Deutschland zwischen den Jagdjahren 1988/89 und 2007/08

Die konstante Gesamtstrecke der letzten Jahre (DJV 2009 und Abb. 36) spiegelt sich auch in einem Großteil der Landkreise wider. So war die Strecke in 87 % der Landkreise seit 2002/03 weitgehend gleichbleibend. In 7 % der Landkreise ist die Jagdstrecke gestiegen, in 2 % gesunken und in 4 % gab es deutliche Schwankungen in der Höhe der Strecke.

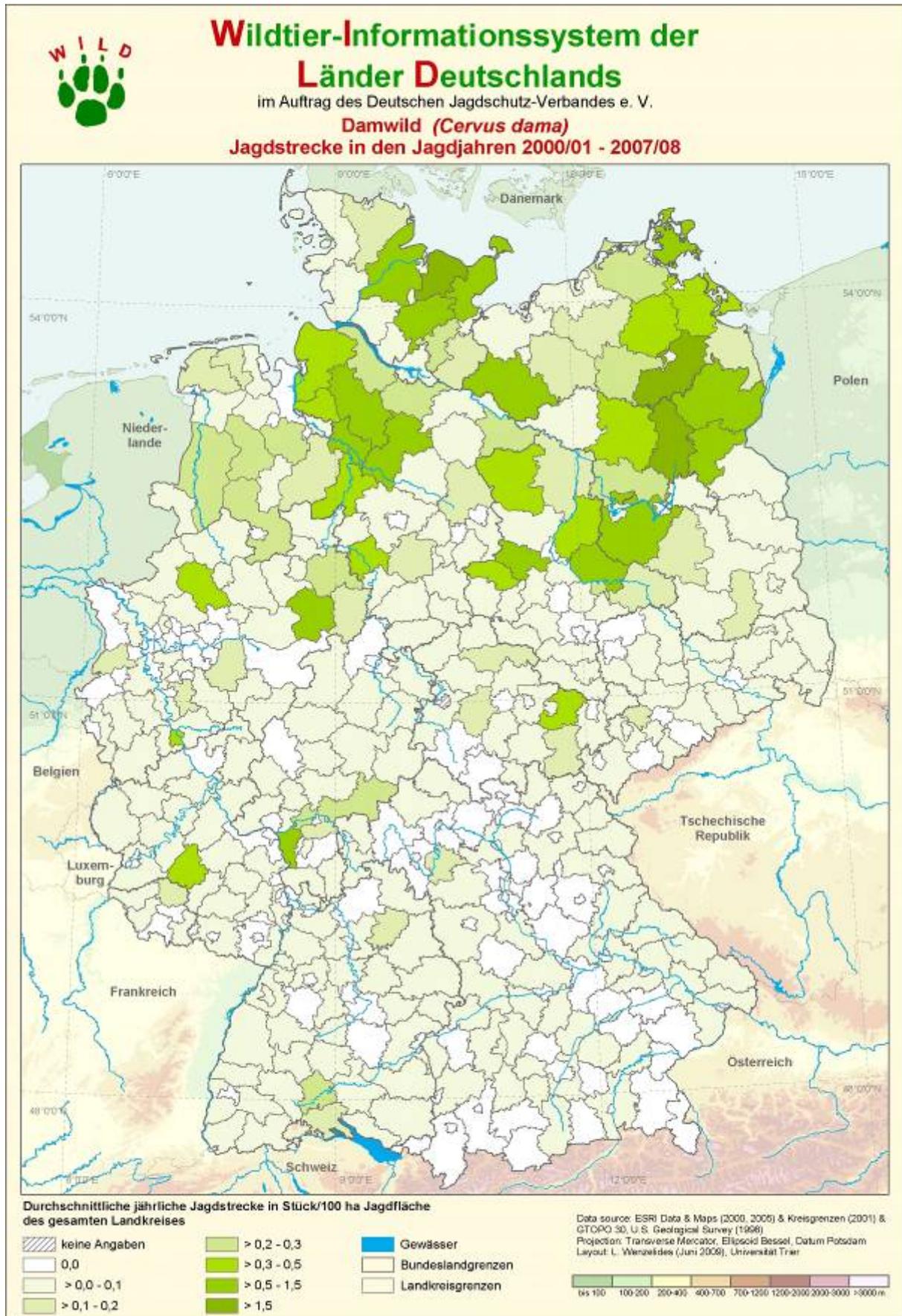


Abb. 37: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Damwildes [Stück/100 ha Jagdfläche des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

6.7 Schwarzwild (*Sus scrofa*)

Das Schwarzwild (*Sus scrofa*) verursacht bei hohen Beständen zunehmend Probleme in der Landwirtschaft sowie im Natur- und Artenschutz (WELANDER 2000, MASSEI & GENOV 2004, KEULING 2007, KEULING et al. 2008). Besonders die Europäische Schweinepest (ESP) hat enorme wirtschaftliche Schäden verursacht (KERN et al. 1999, KRAMERSCHADT et al. 2007), daher kommt einer intensiven Bejagung des Schwarzwildes eine besondere Bedeutung zu (BIEBER & RUF 2005, KEULING et al. 2008). Insbesondere in Regionen mit hohen Hauschweinbeständen (wie z.B. im Raum Oldenburg - Vechta) ist der Populationszuwachs bedenklich, da hier durch potentielle Schweinepestausrüche besonders hohe wirtschaftliche Schäden drohen.

Vorkommen

Das Schwarzwild kommt fast überall in Deutschland vor (Abb. 38); nur in wenigen Landkreisen an der Nordseeküste und in den Alpen sowie in einigen Kreisfreien Städten wurde bisher noch kein Schwarzwild erlegt. Besonders hohe Schwarzwildstrecken und somit auch hohe Populationsdichten finden sich in der Lüneburger Heide, in Mecklenburg-Vorpommern und den östlichen Teilen Brandenburgs und Sachsens (Abb. 38). Das zweite Schwerpunktorkommen liegt in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Saarland und im südöstlichen Nordrhein-Westfalen. Dritte Schwerpunktregion ist der Thüringer Wald.

Strecken- und Populationsentwicklung seit 1950

Die Schwarzwildstrecke ist in den letzten Jahrzehnten enorm angestiegen, so betrug die Jahresstrecke in den 1950er Jahren in ganz Deutschland ca. 50.000 Stück und erreichte ihr Maximum im Jagdjahr 2001/02 mit 531.887 Stück. Seitdem stagniert die Strecke bundesweit auf einem Niveau von ca. 475.000. In den Jagdjahren 2003/04 (470.283) und 2004/05 (476.042) lief hierbei die Streckenentwicklung in verschiedenen Regionen Deutschlands gegenläufig (Abb. 39).

In den meisten Regionen mit Zunahme in einem Jahr nahm die Strecke im anderen Jahr ab. Hierbei ist zu bemerken, dass die Grenze dieser gegenläufigen Entwicklungen von Südwest nach Nordost durch Deutschland verläuft. Diese Linie entspricht in etwa der Grenze zwischen atlantisch geprägtem warmgemäßigt feuchtem Klima im Nordwesten und kontinental geprägtem boreal-warmfeuchtem Klima im Osten.

Lediglich im Jahr 2006/07 kam es stärker als bei vielen anderen Arten zu einem Einbruch der Jagdstrecke auf 287.000 Stück. Gründe hierfür liegen vermutlich in einer geringeren Reproduktion durch den langen Winter 2005/06, einer starken Eichenmast im Herbst 2006 sowie einem sehr milden Winter 2006/07. Durch diese Bedingungen hatte das Schwarzwild genügend Nahrung und besuchte die Kirtungen selten, was die Jagdeffektivität negativ beeinflusst (vgl. BRIEDERMANN 1977, HAPP 2007, KEULING et al. 2008). Regnerisches Wetter, fehlender Schnee und Frost beeinträchtigten zusätzlich die Bewegungsjagden und die nächtlichen Ansitzjagden. Im folgenden Jagdjahr 2007/08 stieg die Strecke bundeseinheitlich auf das vorherige sehr hohe Niveau an (Abb. 39).

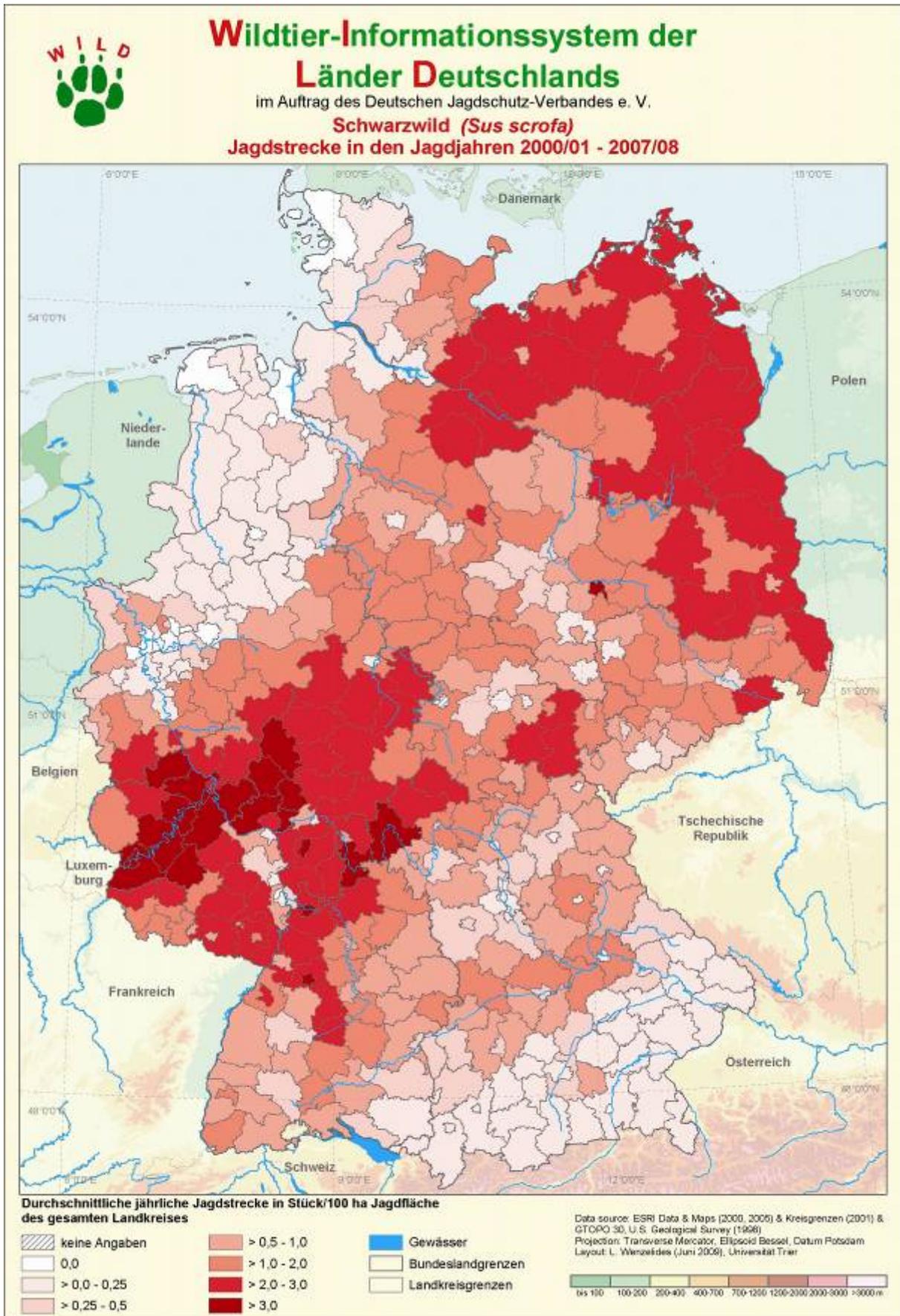


Abb. 38: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Schwarzwildes [Stück/100 ha Jagdfläche des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

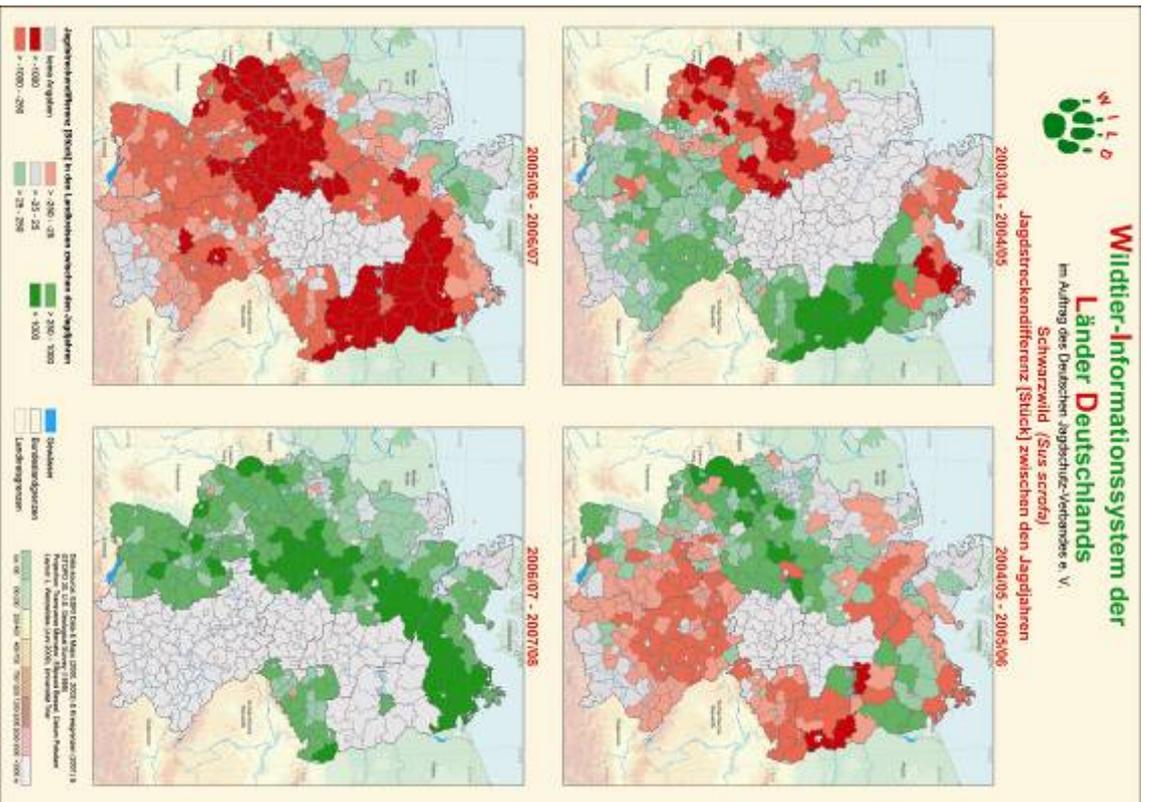


Abb. 39: Entwicklung der Schwarzwildstrecke in den Landkreisen [Stück] zwischen den Jagdjahren 2003/04 - 2007/08 (Sachsen ohne Landeswaldflächen)

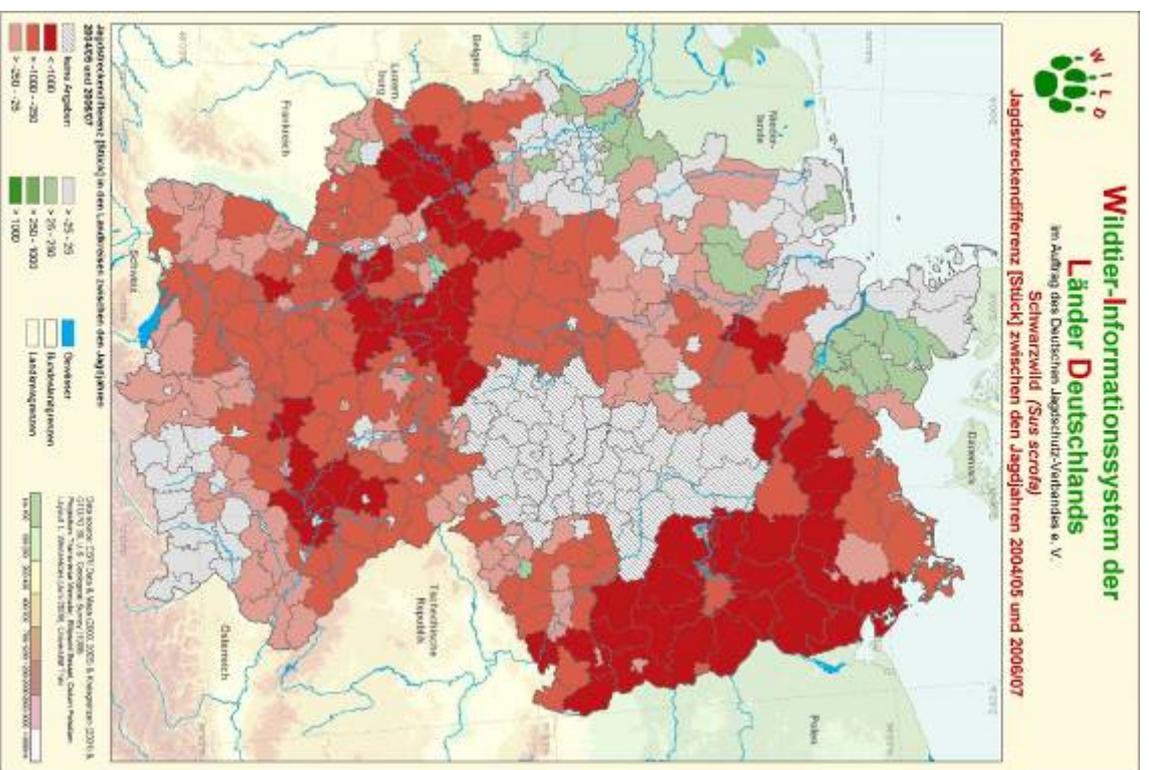


Abb. 40: Entwicklung der Schwarzwildstrecke in den Landkreisen [Stück] zwischen den Jagdjahren 2004/05 - 2006/07 (Sachsen ohne Landeswaldflächen)

6.8 Fasan (Phasianus colchicus)

Im WILD - Jahresbericht 2006 wurden bereits die Verbreitungsgebiete des Fasans nach den Ergebnissen der flächendeckende Einschätzung 2006 dargestellt. Über die Jagdstrecken lassen sich regionale Unterschiede in den Populationsgrößen sowie in der Jagdstreckenentwicklung aufzeigen.

Im Jagdjahr 2006/07 wurden in Deutschland rund 350.000 Fasane erlegt. Davon entfallen ca. 50 % auf 10 Landkreise im Münster- und Emsland sowie am Niederrhein (Abb. 43). In diesen Landkreisen lagen die Strecken zwischen 15 und 28 Fasanen/100 ha (Abb. 42). In den Schwerpunktorkommen Südhessens, des Oberrheingraben und Niederbayerns sind die Jagdstrecken mit 1 - 5 Fasanen/100 ha deutlich niedriger. In den übrigen Landkreisen mit Fasanenvorkommen werden i.d.R. weniger als 0,25 Stück/100 ha erlegt. Dies gilt insbesondere für die Populationen in den Mittelgebirgen und dem Ostdeutschen Tiefland.

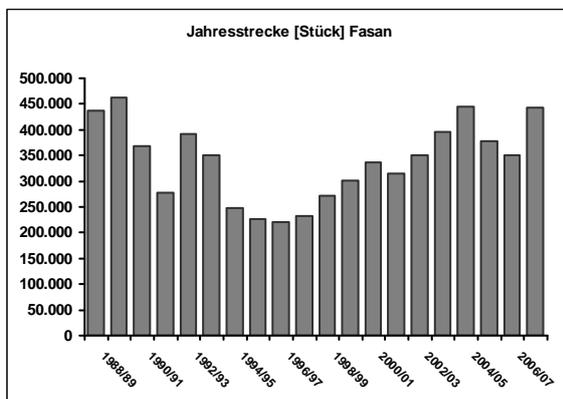


Abb. 41: Entwicklung der Fasanenstrecke in Deutschland zwischen den Jagdjahren 1988/89 und 2007/08

Die Fasanenstrecke in Deutschland variierte in den vergangenen Jahren (Abb. 41) zwischen 221.000 Fasanen (1996/97) und 445.000 Stück (2004/05). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Jagdjahren gehen im Wesentlichen auf die Streckenentwicklungen im Münster- und Emsland sowie am Niederrhein zurück, wie am Beispiel der Jagdjahre 2004/05 - 2007/08 zu sehen ist (Abb. 44).

Regional wie lokal können die Jagdstrecken stark variieren und auch vom bundesweiten Trend z.T. erheblich abweichen. Beispielsweise stiegen im Emsland die Jagdstrecken von 2005/06 zu 2006/07 deutlich an, wohingegen im benachbarten Münsterland bzw. am Niederrhein rückläufige Trends festzustellen waren.

Die Entwicklung der Jagdstrecke wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Insbesondere die Witterung während der Brut- und Aufzuchtphase spielt für den Reproduktionserfolg und damit für die Höhe der Jagdstrecke eine besondere Rolle. Einen weiteren entscheidenden Faktor stellt die Bejagungsintensität dar, die in vielen Jagdbezirken an den Besatz bzw. die Besatzentwicklung angepasst wird.

Des Weiteren ist zu beachten, dass die Jagdstrecke zum überwiegenden Teil aus Hähnen besteht und der Stammbesatz an Hennen deshalb auch bei einer intensiven Nutzung der Besätze nicht durch die Jagd beeinflusst wird. Somit lassen sich aus der Entwicklung der Abschusszahlen beim polygamen Fasan keine Prognosen über die Reproduktion im Folgejahr ableiten.

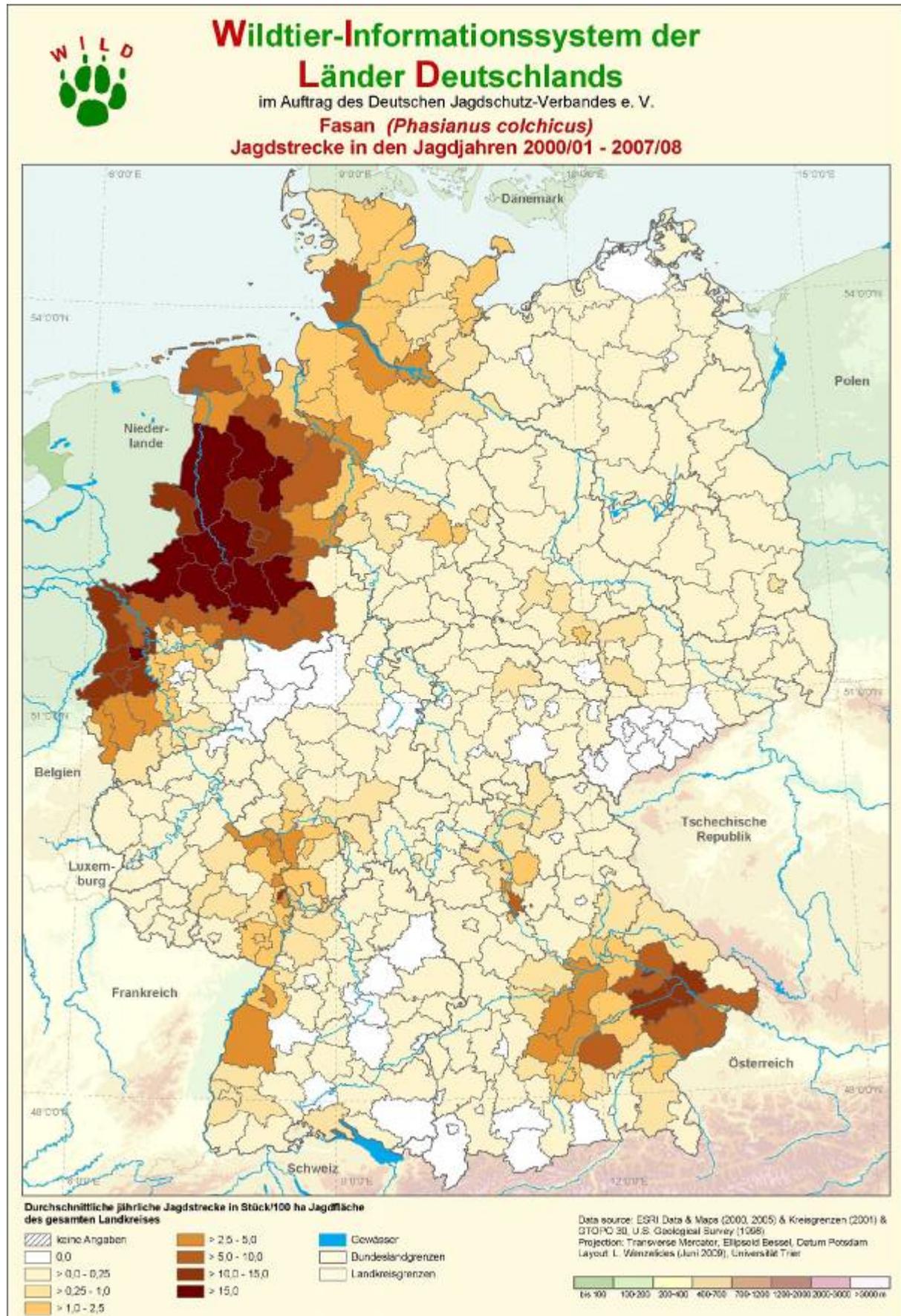


Abb. 42: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Fasans [Stück/100 ha Jagdfläche des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

6.9 Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*)

Infolge seiner expansiven Ausbreitung in den letzten zwei Jahrzehnten wurde der mittlerweile in Deutschland etablierte Marderhund mit Ausnahme des Saarlandes und Bremens den einzelnen Landesjagdgesetzen unterstellt.

Bevorzugte Habitate des Marderhundes sind reich strukturierte Agrarlandschaften mit Feuchtgebieten (STIER 2006, DRYGALA et al. 2008a). Das von GEITER (2002) angenommene Verbreitungsgebiet wird inzwischen deutlich übertroffen. Eine weitere Ausdehnung der Vorkommen ist in den nächsten Jahren zu erwarten. Schwerpunkt des Vorkommens sind Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg (Abb. 45). In Mecklenburg-Vorpommern wurden 2006/07 mit 17.279 Individuen 63 % und in Brandenburg mit 7.985 Ind. weitere 29 % der gesamten deutschen Strecke (27.196 Ind.) erlegt. Die übrigen 8 % verteilen sich auf die restlichen 12 Bundesländer. Die Population befindet sich stetig in Ausbreitung - inzwischen wurden auch Marderhunde in Landkreisen erlegt, aus denen für 2006 noch kein Vorkommen gemeldet wurde (BARTEL et al. 2007). Insbesondere in Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen ist der Marderhund bereits weit verbreitet.

Die Jagdstrecken steigen im Hauptvorkommensgebiet aktuell noch an (Abb. 46, Abb. 47) Lediglich in fünf Landkreisen mit bislang sehr hohen Jagdstrecken sind diese gegenüber den letzten Jahren gesunken. In Ostvorpommern und Uecker-Randow könnte das am vermehrten Auftreten von Krankheiten wie Räude und Staupe (BORRMANN 2009) in den sehr hohen Raubwildpopulationen von jeweils einem Marderhund und einem Fuchs/100 ha Frühjahrsbesatz liegen (DRYGALA et al. 2008b, GRAUER et al. 2008).

6.10 Waschbär (*Procyon lotor*)

Der Waschbär als Neozoe zählt gemäß Bundesjagdgesetz bisher nicht zu den jagdbaren Wildarten, ist aber in allen Bundesländern, mit Ausnahme des Saarlandes und Bremens, dem jeweiligen Jagdrecht unterstellt.

In Deutschland existieren zwei Hauptvorkommen: in Mittel- und in Nordostdeutschland (TOMASCHEK 2008). Während das Vorkommen in Hessen auf eine gezielte Ansiedlung am Edersee (Hessen) im Jahr 1934 zurückzuführen ist, entwickelte sich die Population in Brandenburg als Folge eines Farmausbruchs bei Strausberg im Jahr 1945 (STUBBE et al. 1993). Die Hauptvorkommen zeichnen sich auch in den Jagdstrecken ab (Abb. 49), so wurden im Jagdjahr 2006/07 in Hessen 38 % und in Brandenburg 22 % der Bundesstrecke erlegt. Ausgehend von diesen Vorkommensschwerpunkten hat sich der Waschbär über die benachbarten Bundesländer bereits über die Grenzen Deutschlands hinaus ausgebreitet (TOMASCHEK 2008). Außerhalb des Hauptvorkommens befindet sich ein deutlich kleinerer Verbreitungsschwerpunkt nordöstlich von Stuttgart. Zudem werden im gesamten Bundesgebiet vereinzelt Waschbären erlegt, was darauf hindeutet, dass sich der Waschbär weiterhin ausbreitet. Im Gegensatz zum Marderhund tut er dies allerdings eher konservativ: die Weibchen verbleiben i.d.R. in der Nähe ihres Geburtsortes.

Bevorzugt besiedelte Gebiete sind strukturreiche Waldlebensräume mit einem hohen Anteil an Gewässern (HOHMANN 1998, KÖHNEMANN & MICHLER 2008) und urbane Bereiche (MICHLER 2003, 2004, GORETZKI & SPARING 2006).

In allen Landkreisen, in denen in den letzten Jahren Waschbären erlegt wurden, wurden auch in der FE 2006 (BARTEL et al. 2007) Waschbärvorkommen gemeldet. Ausführliche Untersuchungen zur Ausbreitung des Waschbären finden derzeit in Mecklenburg-Vorpommern statt.

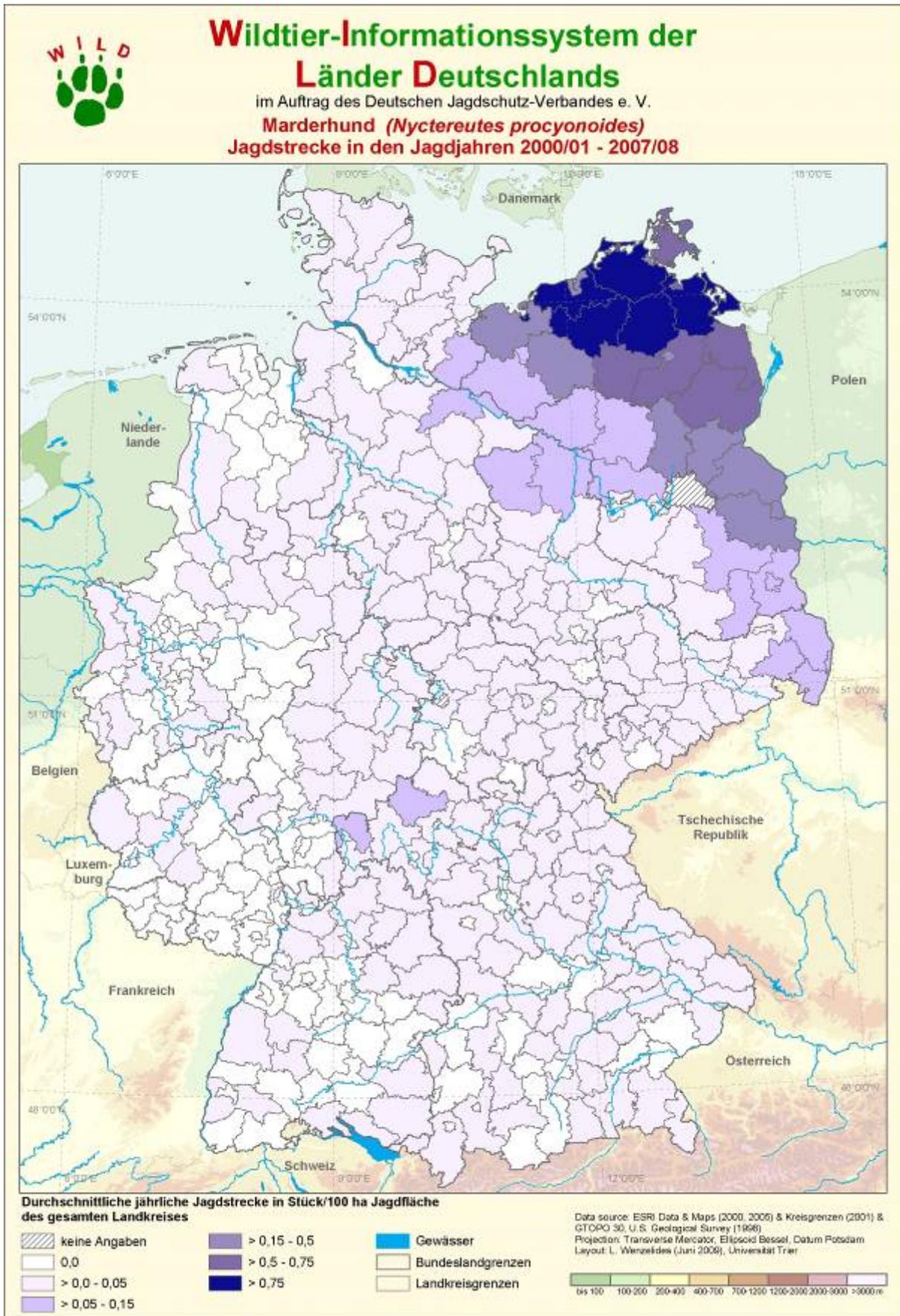


Abb. 45: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Marderhundes [Stück/100 ha Jagdfläche des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

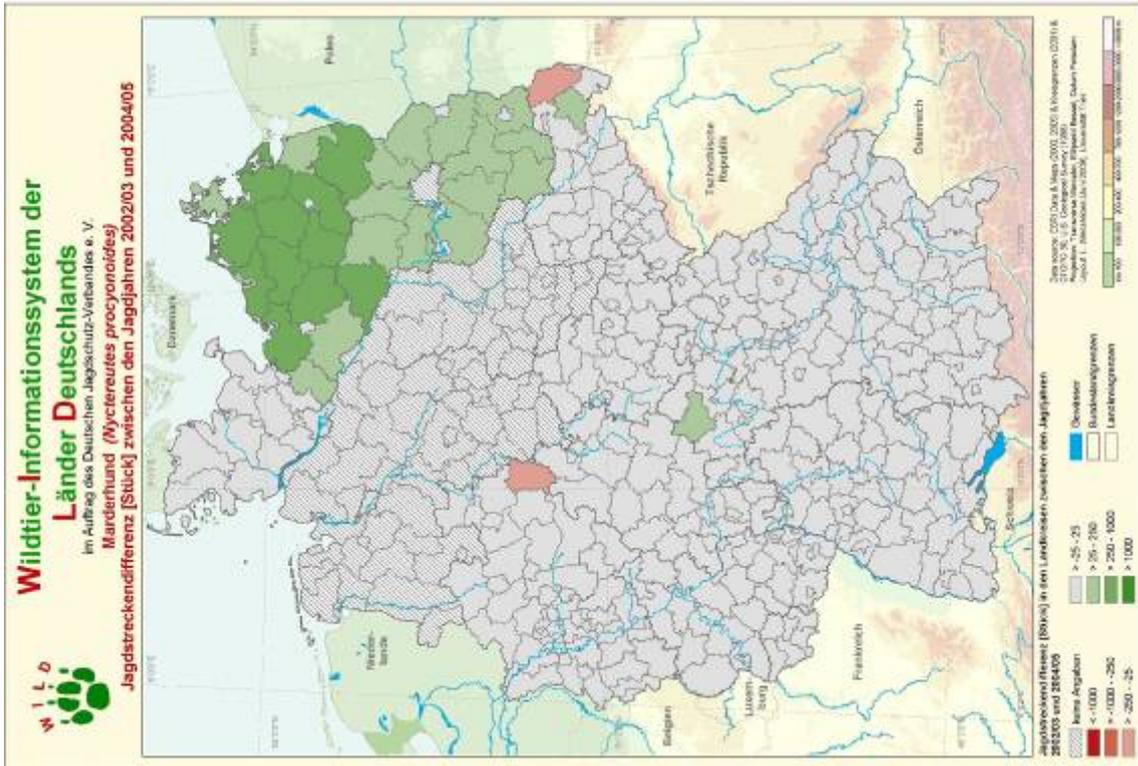


Abb. 47: Entwicklung der Marderhundstrecke in den Landkreisen [Stück] zwischen den Jagdjahren 2002/03 - 2004/05 (Sachsen ohne Landeswaldflächen)

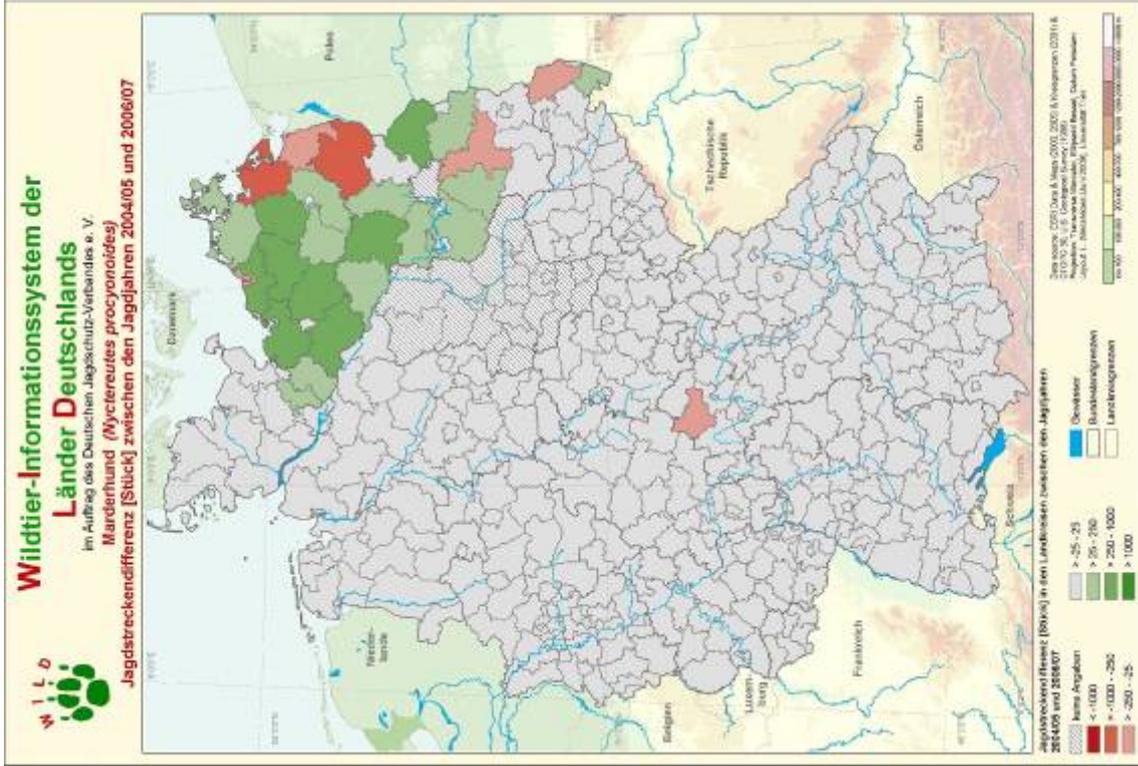


Abb. 46: Entwicklung der Marderhundstrecke in den Landkreisen [Stück] zwischen den Jagdjahren 2004/05 - 2006/07 (Sachsen ohne Landeswaldflächen)

6.11 Steinmarder (*Martes foina*)

Steinmarder nutzen als Lebensraum Feld- und Waldhabitate sowie insbesondere Siedlungsbereiche. Die Streifgebietsgrößen variieren je nach Jahreszeit und Nahrungsverfügbarkeit zwischen 10 und mehreren hundert Hektar, wobei sie in den Siedlungsbereichen kleiner als in der freien Landschaft sind. Ursache hierfür ist das qualitativ wie auch quantitativ bessere Nahrungsangebot (HERRMANN 2004).

Steinmarder kommen in allen Landkreisen Deutschlands vor, es treten jedoch regionale Unterschiede in der Jagdstrecke auf. So entfällt etwa ein Drittel der Gesamtstrecke auf Bayern, ein weiteres Drittel auf die nordwestdeutschen Bundesländer. In Ostholstein, Ostfriesland, im Münsterland, am Niederrhein sowie in Franken und Niederbayern werden Jagdstrecken zwischen 0,2 und 0,4 Steinmardern/100 ha bejagbarer Fläche gemeldet. Dies sind im Wesentlichen die klassischen Niederwildregionen Deutschlands. Im übrigen Bundesgebiet liegen die Jagdstrecken mit weniger als 0,15 Steinmardern/100 ha deutlich niedriger. Ob die Jagdstrecken tatsächliche Unterschiede in der Populationsdichte reflektieren muss offen bleiben, denn die Bejagungsintensität variiert regional sehr stark. Beispielsweise werden in den Niederwildregionen Marder intensiver als in Mittelgebirgslandschaften bejagt.

6.12 Baummarder (*Martes martes*)

In der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) der Europäischen Union ist der Baummarder im Anhang V gelistet und damit von gemeinschaftlichem Interesse. Grund der Einstufung ist der angenommene rückläufige Trend der Art innerhalb Europas. Die Mitgliedsstaaten können daher Maßnahmen zum Erhalt des Baummarders treffen. Diese sollten auf einem wissenschaftlich fundierten Monitoring beruhen.

Da derzeit keine direkten Populationserhebungen vorliegen, muss mittels der Jagdstreckenanalyse die Verbreitung der Art dokumentiert werden.

Die Vorkommen des Baummarders sind im Wesentlichen an Wälder gebunden, eher seltener ist er in Siedlungsbereichen anzutreffen. Neben großflächigen, strukturierten Altholzbeständen werden auch kleine Feldgehölze besiedelt (STUBBE et al. 1993). Dies erklärt die flächendeckende Verbreitung der Art in Deutschland, wie sie anhand der Jagdstrecken aufgezeigt werden kann. Auch wenn einige Landkreise keine Baummarderstrecken melden, so bleibt doch ungeklärt, ob die Art hier tatsächlich nicht vorkommt.

Die höchsten Baummarder - Jagdstrecken werden im nordwestlichen Niedersachsen, Ostholstein, in den Geest- und Heidegebieten zwischen Elbe und Weser sowie im Oberrheingraben, der Fränkischen Alp und dem Bayerischen Wald gemeldet. Die flächenbezogenen Streckenzahlen liegen hier zwischen 0,03 und 0,05 Baummardern/100 ha und damit bei nur etwa 10 % der Steinmarderstrecken. Zum einen ist diese mit den vermutlich geringeren Baummarderdichten zu erklären, zum anderen ist zu berücksichtigen, dass sich die Jagd auf Marder im Wesentlichen auf Steinmarder-Habitate konzentriert. So wird die Fangjagd auf Marder überwiegend an Heckenstrukturen des Offenlandes oder in siedlungsnahen Bereichen und weniger in Waldgebieten betrieben. Entsprechend liegt in Hessen der Anteil der gefangenen Baummarder an der Strecke des Jagdjahres 2006/07 mit 8 % deutlich niedriger als beim Steinmarder (23 %), obwohl die verwendeten Fangmethoden für beide Arten vergleichbar sind.

Die Jagdstrecke des Baummarders ist bundesweit gesehen zwischen 2001/02 und 2006/07 (2007/08) im Wesentlichen stabil; in Bayern und Schleswig-Holstein zeichnet sich eine Zunahme der Strecke ab. In wie weit diese Entwicklungen auf die Geschehnisse innerhalb der Populationen zurückzuführen sind, bleibt unklar.

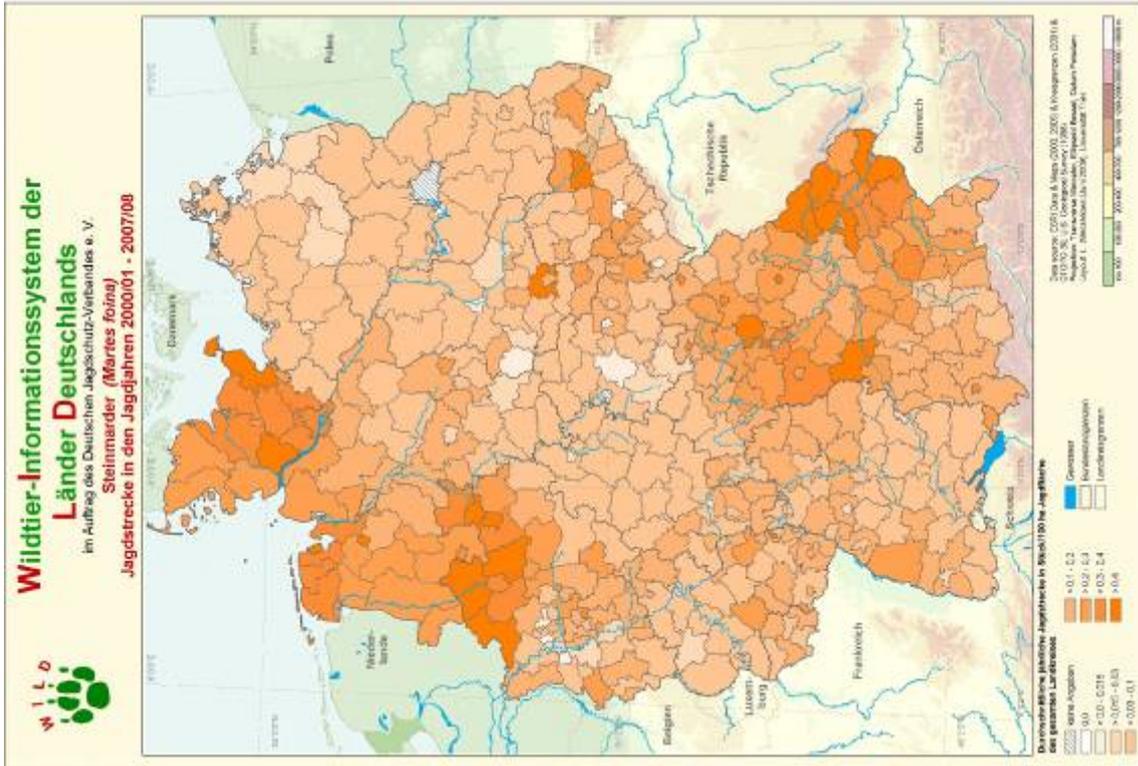


Abb. 51: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Steinmarders [Stück/ 100 ha Jagdstrecke des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

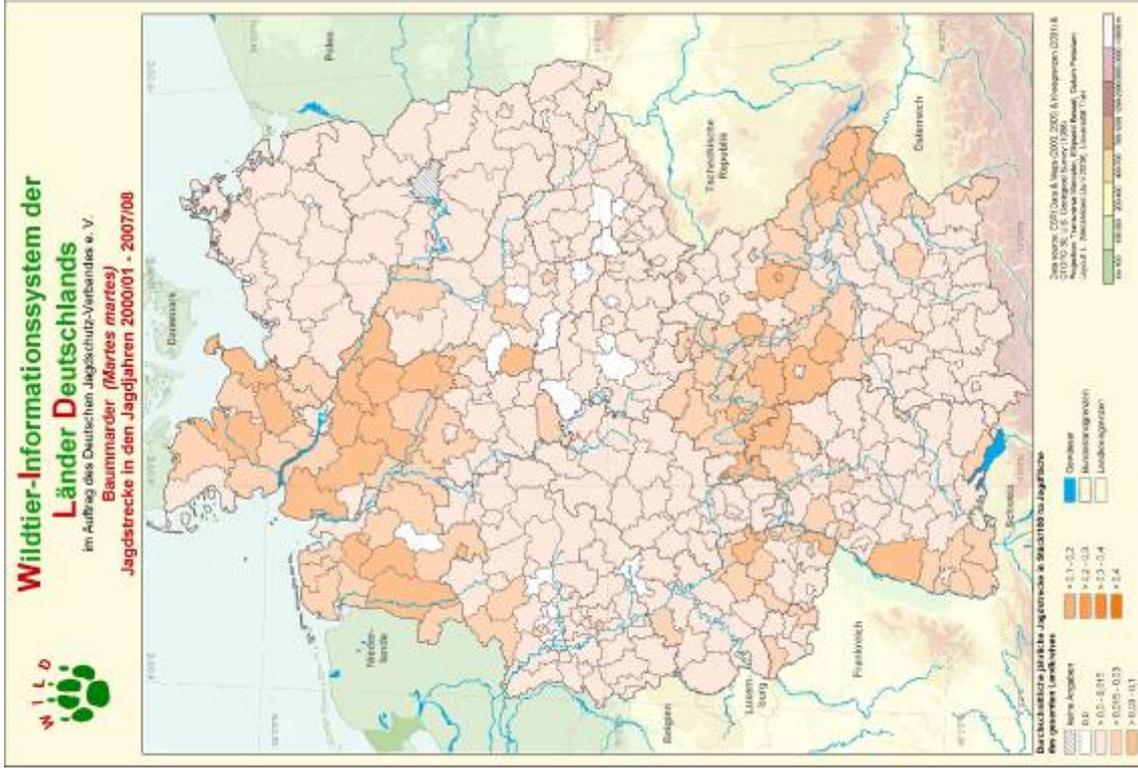


Abb. 50: Durchschnittliche jährliche Jagdstrecke des Baumarders [Stück/100 ha Jagdstrecke des gesamten Landkreises] zwischen den Jagdjahren 2000/01 und 2007/08 (Mittel der vorliegenden Jahre, Sachsen ohne Landeswaldflächen)

6.13 Gegenüberstellung der Daten aus der flächendeckenden Einschätzung 2006 und der Jagdstreckenstatistik 2009

Im Rahmen der FE wurden im Jahr 2006 die Vorkommen ausgewählter Wildarten in den einzelnen Jagdbezirken Deutschlands abgefragt. Für die Wildarten Fasan, Marderhund, Waschbär, Baum- und Steinmarder liegen damit sowohl Daten aus der FE 2006 als auch aus den offiziellen Jagdstreckenstatistiken der Jagdjahre 2001/02 - 2007/08 vor. Der Vergleich der entsprechenden Karten zeigt, dass sich die dokumentierten Vorkommen im Wesentlichen decken. Die Hauptverbreitungsgebiete sowie regionale Vorkommen sind aus beiden Kartenvarianten abzulesen. Die Streckenkarten liefern dabei anhand der Höhe der Strecken zusätzliche Informationen zu den Verbreitungsschwerpunkten (z.B. Marderhund).

Vereinzelt sind Unterschiede zwischen den Verbreitungskarten der beiden Auswertungsmodelle festzustellen. Beispielsweise können Vorkommen, die anhand der Abschussmeldungen dokumentiert sind, in den FE - Karten fehlen. Diese Diskrepanz kann durch eine unterschiedliche Beteiligung der Jagdbezirke entstanden sein. Während die Streckenmeldungen für den einzelnen Jagdausübungsberechtigten verpflichtend sind, beruht die Teilnahme an der FE auf freiwilliger Basis. Die Beteiligung schwankt dabei in den Bundesländern zwischen 40 und 97 %. Dieser Umstand führt dazu, dass evtl. vorhandene, lokal begrenzte Vorkommen im Rahmen der FE nicht dokumentiert werden. Zum anderen können die Abweichungen aus den unterschiedlichen Darstellungsweisen entstehen. Die FE schlüsselt die Daten auf Gemeindebasis auf, die Strecken sind hingegen auf Landkreisebene aggregiert. In Folge dessen werden Vorkommen, die nur in einzelnen Jagdbezirken eines Landkreises anhand der Strecke bestätigt werden, auf den gesamten Landkreis

projiziert, was die tatsächlichen Grenzen der Verbreitungsgebiete verwischt.

Andererseits müssen durch die FE dokumentierte Vorkommen nicht zwangsläufig durch eine Streckenmeldung bestätigt sein, da Wildpopulationen mit geringen Dichten nicht bejagt werden. Ein gutes Beispiel hierfür liefert der Fasan. Während im Jahr 2006 aus allen teilnehmenden Landkreisen Mecklenburg-Vorpommerns Fasanenvorkommen gemeldet wurden, gab es im Jagdjahr 2006/07 in vier Landkreisen und fünf kreisfreien Städten keine Strecke. Bei Wildarten, die lokal in geringen Populationsdichten vorkommen und daher in der Regel nicht bejagt werden (z.B. Rebhuhn, Fasan), sind Streckenangaben als Weiser für die Verbreitung ungeeignet.

Bei anderen Wildarten ergänzt die Auswertung der Strecken die bei der Vorkommenserfassung (FE) entstandenen Lücken sinnvoll (z. B. Waschbär, Marderhund). Des Weiteren werden die Daten der Streckenstatistik genutzt, um die Angaben der FE zu überprüfen. Am Beispiel von Baum- und Steinmarder konnte anhand der Streckendaten die bereits im Rahmen der FE 2006 festgestellte fast flächendeckende Verbreitung der beiden Arten in Deutschland bestätigt werden.

In der Zukunft werden aus diesen Gründen beide Methoden -gegenseitig ergänzend- Anwendung finden, um das Vorkommen von Wildarten möglichst realitätsnah darzustellen.

7 Monitoring Greifvögel und Eulen Europas

UBBO MAMMEN

7.1 Einleitung

Auf Grundlage der Meldungen ehrenamtlicher Mitarbeiter des Forschungsprojektes „Monitoring Greifvögel und Eulen Europas“ sind Angaben zur Bestandsentwicklung und zu Trends der Reproduktionszahlen von 13 Greifvogel- und 6 Eulenarten bis 2007 möglich.

7.2 Methoden

7.2.1 Datenerhebung

Grundlage des Monitorings sind Kontrollflächen, auf denen der Brutbestand aller oder ausgewählter Arten vollständig erfasst werden. Lage, Größe und Form dieser Flächen werden von den Bearbeitern frei gewählt und richten sich meist nach dem zu bearbeitenden Arteninventar, aber auch nach der Struktur des Geländes. Die Flächengröße sollte 25 km² nicht unterschreiten. Bevorzugt wird die Bearbeitung von Messtischblättern (MTB, TK 25) bzw. Messtischblatt-Quadranten. Das Kontrollflächennetz weist noch große Lücken im nördlichen Teil von Niedersachsen, in Rheinland-Pfalz und in weiten Teilen Bayerns auf.

Neben dem Bestand wird von den meisten Bearbeitern auch die Reproduktion der Paare erfasst. Dies erfolgt entweder bei der Jungvogelberingung oder die Anzahl der Jungvögel wird vom Boden aus gezählt.

Einmal jährlich schicken alle Mitarbeiter ihre Ergebnisse auf einem standardisierten Datenbogen an die zentrale Koordinationsstelle nach Halle/Saale. Hier erfolgt die Erarbeitung des Jahresberichtes.

7.2.2 Auswertung

Angaben zur Brutbestandsentwicklung wurden mit dem Programm TRIM Version 3.54 (PANNEKOEK & VAN STRIEN 2001) berechnet. Als Berechnungsmodell wurde „Time Effects“ mit Berücksichtigung serieller Korrelationen gewählt.

Mit der Anwendung von TRIM ist es möglich, die Ergebnisse nationaler Monitoring-Programme europaweit zu vergleichen und zu verknüpfen (VAN STRIEN et al. 2001, GREGORY et al. 2005). Grundlage für die Berechnungen zur Bestandsentwicklung sind die Angaben von den im Monitoring erfassten Kontrollflächen. Die verwendeten Rohdaten werden seit Beginn des Projektes in den „Jahresberichten zum Monitoring Greifvögel und Eulen“ veröffentlicht (erster Bericht: STUBBE & GEDEON 1989).

Die Terminologie zur Reproduktion folgt GEDEON (1994). Die **Brutgröße** entspricht der Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro erfolgreichem Brutpaar, die **Fortpflanzungsziffer** der Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro Brutpaar. Das Greifvogelmonitoring wurde 1988 gegründet und enthält Angaben, die bis 1957 zurückreichen. Für den vorliegenden Bericht werden für alle Arten die Daten des Jahres 2007 mit denen der Jahre ab 1990 verglichen.

7.2.3 Ergebnisse - Situation der Greifvögel und Eulen Deutschlands im Jahr 2007

Für 13 Greifvogel- und 6 Eulenarten ist auf Grundlage der Monitoring-Datenbank eine Berechnung der Bestandsentwicklung in Deutschland möglich. In Tab. 1 wird der Bestandstrend von 1990 - 2007 angegeben. Dieser Trend über 18 Jahre wird im Folgenden als **mittelfristiger Trend** bezeichnet. Für die Ableitung und Interpretation der künftigen Entwicklung kann jedoch ein solcher Trend bereits eine zu große Zeitspanne umfassen. Deshalb ist der Trend über den letzten auswertbaren Fünfjahreszeitraum (2003 - 2007), der im Folgenden als **kurzfristiger Trend** bezeichnet wird, ebenfalls angege-

ben (Tab. 2). Eine Bestandsveränderung über den jeweiligen Betrachtungszeitraum von bis zu 10 % wird als „stabil“ bezeichnet.

In weiten Teilen Deutschlands herrschte im Jahr 2007 ebenso wie 2005 eine Wühlmausgradation. Zwischen diesen beiden Jahren brachen die Kleinsäugerbestände jedoch völlig zusammen, wodurch vielen Greifvogel- und Eulenarten eine wichtige Nahrungsgrundlage entzogen wurde (SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2006). Die Bestandsentwicklung vieler Arten zeigte ein ähnliches Muster: Im Jahr 2005 war eine deutliche Zunahme zu erkennen, in 2006 ein starker Rückgang und dann in 2007 wieder eine Zunahme.

Von 1993 - 2002 nahm der Brutbestand des **Wespenbussards** (*Pernis apivorus*) um etwa 40 % ab. Bis 2005 war dann zwar eine deutliche Erholung zu erkennen, danach allerdings erneut ein Bestandsrückgang, zuletzt von 2006 zu 2007 um über 8 %. Aufgrund seines späten Brutbeginns, seiner heimlichen Lebensweise und seiner relativ geringen Bestandsdichte zählt der Wespenbussard zu den schwer bzw. nur mit größerem Aufwand zu erfassenden Arten. Deshalb liegen nur wenige zuverlässige Daten von dieser Art vor. Trotzdem erklärt dies nicht den Rückgang - der Bestand liegt derzeit bei etwa 70 % bezogen auf das Basisjahr 1990. Die Reproduktionswerte lagen im Jahr 2007 deutlich unter dem Durchschnitt.

Von 2006 zu 2007 sank der Brutbestand des **Schwarzmilans** (*Milvus migrans*) mit etwa 13 % so stark, wie keine andere der 19 näher betrachteten Arten. Mittelfristig, also seit 1990 ist bei der Art eine Zunahme zu verzeichnen, die ihren Höhepunkt im Jahr 2005 erlebte. Im Jahr 2007 waren die Brutgröße mit 2,05 und die Fortpflanzungsziffer mit 1,73 ausgeflogenen Jungvögeln auf dem Niveau des langjährigen Durchschnitts.

Sowohl mittelfristig, als auch kurzfristig ist ein Rückgang des Brutbestandes des **Rotmilans** (*Milvus milvus*) zu verzeichnen. Der größte Rückgang fand von 1991 - 1997 statt, von 2003 - 2007 betrug der

Rückgang weitere 15 %. Gegenwärtig bedrohen Vergiftung und Abschuss in den Überwinterungsgebieten den Rotmilan. Eine Gefährdungsursache, die erst in den letzten Jahren erkannt wurde, sind Verluste an Windkraftanlagen. Die Reproduktionswerte lagen im Jahr 2007 über dem Durchschnitt.

Beim **Seeadler** (*Haliaeetus albicilla*) ist jährlich ein Anstieg des Brutbestandes zu verzeichnen (siehe auch Kapitel 0). Die Brutgröße war im Jahr 2007 durchschnittlich, die Fortpflanzungsziffer überdurchschnittlich groß.

Ein deutlicher Bestandsanstieg von 2006 zu 2007 (um über 13 %) bei der **Rohrweihe** (*Circus aeruginosus*) unterbrach den langjährigen Rückgang. Ob es sich dabei um eine Trendwende handelt oder der Anstieg lediglich auf den günstigen Nahrungsbedingungen im Jahr 2007 beruht, werden erst die folgenden Jahre zeigen. Im Durchschnitt aller Jahre seit 1990 beträgt der jährliche Rückgang 1,3 %. Die Brutgröße lag etwas unter dem Durchschnitt. Die Fortpflanzungsziffer entwickelte sich positiv, über 80 % der Bruten waren erfolgreich. Nur in den Jahren 1998 und 2005 war die Fortpflanzungsziffer höher.

Der **Habicht**-Brutbestand (*Accipiter gentilis*) ist seit Beginn der Untersuchungen deutschlandweit stabil, auch wenn er von 2006 zu 2007 um über 10 % zunahm. Die Reproduktionswerte lagen 2007 im Bereich der langjährigen Mittelwerte.

Auch der Brutbestand des **Sperbers** (*Accipiter nisus*) ist sowohl kurz- als auch mittelfristig stabil. Die Zunahme von 2006 zu 2007 betrug ebenfalls wie beim Habicht knapp über 10 %. Mit diesem Anstieg wird der starke Rückgang von 2005 zu 2006 bei beiden Arten wieder ausgeglichen. Seit 2001 schwankt der Bestand des Sperbers von Jahr zu Jahr deutlich stärker als in den Jahren davor. Die Reproduktionswerte waren im Jahr 2007 so hoch wie seit 1990 noch nie.

Auch der **Mäusebussard** (*Buteo buteo*) konnte sich in seinem Brutbestand nach dem starken Rückgang zu 2006 durch einen Anstieg von fast 20 % zu 2007

wieder erholen. Sowohl kurz- als auch mittelfristig ist der Bestand als stabil zu bezeichnen. Die Reproduktionswerte lagen im Jahr 2008 mit einer Brutgröße von 2,04 und einer Fortpflanzungsziffer von 1,82 ausgeflogenen Jungvögeln je Brut deutlich über den langjährigen Mittelwerten.

Seit dem Jahr 2000 ist - mit Ausnahme von 2003 zu 2004 - alljährlich ein Bestandsrückgang des **Schreiadlers** (*Aquila pomarina*) zu verzeichnen, zuletzt, von 2006 zu 2007, um ca. 6 %. Die Fortpflanzungsziffer war deutlich größer als in den Vorjahren. Im Durchschnitt sind nur 60 % aller Bruten erfolgreich, im Jahr 2007 waren es 75 %. Um den Reproduktionserfolg zu erhöhen, werden in Brandenburg seit dem Jahr 2004 jüngere Nestgeschwister, die in der freien Natur gegenüber dem stärkeren Jungvogel keine Chance hätten, der Natur entnommen, 2 Wochen gefüttert und schließlich wieder zurück in den Horst gesetzt.

Der Brutbestand des **Fischadlers** (*Pandion haliaetus*) steigt seit 1990 kontinuierlich, zuletzt von 2006 zu 2007 um etwa 7 %. Die Reproduktionswerte lagen im Jahr 2007 etwas unter dem Durchschnitt.

Der **Turmfalke** (*Falco tinnunculus*) war „Vogel des Jahres 2007“ (siehe auch Kapitel 8.1). In den letzten Jahren gab es bei der Art große Bestandsschwankungen. Von 2004 zu 2005 nahm der Brutbestand sehr stark zu, im folgenden Jahr in der gleichen Größenordnung wieder ab um schließlich in 2007 wieder auf das Niveau von 2005 anzusteigen. Die mittleren Reproduktionswerte waren vergleichsweise hoch.

Der Bestand des **Baumfalken** (*Falco subbuteo*) nimmt seit 2001 stetig zu, während die Art in den 1990er Jahren einen sehr stabilen Population aufwies. Die Reproduktionswerte waren im Vergleich zum langjährigen Mittel unterdurchschnittlich.

Genau wie Seeadler und Fischadler ist auch der **Wanderfalke** (*Falco peregrinus*) auf Erfolgskurs und hat seinen Bestand in den letzten 20 Jahren in Deutschland vervielfacht. Die Reproduktionswerte lagen leicht über dem Durchschnitt.

Der Brutbestand der **Schleiereule** (*Tyto alba*) verhielt sich in den letzten Jahren synchron zum Brutbestand des Turmfalken: Von 2004 zu 2005 starke Zunahme, dann großer Rückgang und zu 2007 wieder eine starke Zunahme. Brutgröße und Fortpflanzungsziffer waren auf dem gleichen Niveau wie im bisherigen Rekordjahr 1993.

Eine seit Jahren sehr deutliche Bestandszunahme weist auch der **Uhu** (*Bubo bubo*) in Deutschland auf. Der Bestand ist gegenwärtig ca. 3,5 mal größer als um 1990. Die Brutgröße war im Jahr 2007 durchschnittlich, die Fortpflanzungsziffer jedoch unterdurchschnittlich. Dies lag an einem höheren Anteil erfolgloser Bruten.

Der Brutbestand des **Steinkauzes** (*Athene noctua*) stieg von 2006 zu 2007 nur wenig an, sowohl kurz- als auch mittelfristig ist jedoch ein deutlicher Bestandsanstieg zu verzeichnen. Die Reproduktionswerte lagen deutlich über dem Durchschnitt und erreichten - ähnlich wie bei der Schleiereule - die Werte aus dem Rekordjahr 1993.

Der Brutbestand des **Waldkauzes** (*Strix aluco*) nahm von 2006 auf 2007 sehr deutlich zu und hat damit - nach einem deutlichen Rückgang zu 2006 - wieder das Niveau von 2005 erreicht. Trotzdem ist mittelfristig ein Rückgang zu verzeichnen. Brutgröße und Fortpflanzungsziffer lagen im Jahr 2007 etwa 15 % über dem langjährigen Durchschnitt.

Mittelfristig ist der Brutbestand der **Waldohreule** (*Asio otus*) stabil, kurzfristig war er sehr starken Schwankungen unterworfen und zeigt eine leichte, aber nicht signifikante Zunahme. Die Reproduktionswerte waren 2007 überdurchschnittlich hoch

Mittel- und kurzfristig ist der Brutbestand des **Raufußkauzes** (*Aegolius funereus*) rückläufig. Daran änderte auch der deutliche Bestandsanstieg von 2006 zu 2007 nichts. Brutgröße und Fortpflanzungsziffer erreichten 2007 mit Abstand die höchsten Werte, die je im Rahmen des Monitorings festgestellt wurden.

Tab. 1: Mittelfristige Bestandstrends von 13 Greifvogelarten und 6 Eulenarten in Deutschland (1990 - 2007)

Art	Bestandsentwicklung 1990 - 2007	Größenordnung der Bestandsentwicklung	Anzahl einbezogener Kontrollflächen	Anzahl Erfassungen	Anzahl einbezogener Paare
Greifvögel					
Wespenbussard	abnehmend*	20 - 50 %	120	868	1654
Schwarzmilan	zunehmend**	> 50 %	124	1084	5340
Rotmilan	abnehmend**	20 - 50 %	202	1580	13036
Seeadler	zunehmend**	> 50 %	31	323	3919
Rohrweihe	abnehmend*	20 - 50 %	120	940	4904
Habicht	stabil	< 10 %	187	1520	7826
Sperber	stabil	< 10 %	155	1104	7351
Mäusebussard	stabil	< 10 %	191	1415	37471
Schreiadler	abnehmend*	20 - 50 %	18	158	998
Fischadler	zunehmend**	> 50 %	25	240	2217
Turmfalke	zunehmend**	20 - 50 %	169	1190	16641
Baumfalke	zunehmend, n.s.	10 - 20 %	144	1219	2674
Wanderfalke	zunehmend**	> 50 %	20	233	3186
Eulen					
Schleiereule	zunehmend**	20 - 50 %	137	1147	18089
Uhu	zunehmend**	> 50 %	60	497	4332
Steinkauz	zunehmend**	> 50 %	57	541	16002
Waldkauz	abnehmend*	20 - 50 %	109	588	3183
Waldohreule	stabil	< 10 %	101	526	2245
Raufußkauz	abnehmend*	20 - 50 %	63	543	3876

* = signifikant ** = hoch signifikant n.s. = nicht signifikant

Tab. 2: Kurzfristige Bestandstrends von 13 Greifvogelarten und 6 Eulenarten in Deutschland (2003 - 2007)

Art	Bestandsentwicklung 2003 - 2007	Größenordnung der Bestandsentwicklung	Anzahl einbezogener Kontrollflächen	Anzahl Erfassungen	Anzahl einbezogener Paare
Greifvögel					
Wespenbussard	abnehmend	10 - 20 %	39	123	233
Schwarzmilan	abnehmend**	20 - 50 %	56	204	1761
Rotmilan	abnehmend*	10 - 20 %	91	322	3000
Seeadler	zunehmend**	20 - 50 %	20	75	1519
Rohrweihe	abnehmend, n.s.	10 - 20 %	45	159	847
Habicht	stabil	< 10 %	77	275	1356
Sperber	stabil	< 10 %	56	195	1436
Mäusebussard	stabil	< 10 %	69	266	6452
Schreiadler	abnehmend, n.s.	10 - 20 %	8	29	231
Fischadler	zunehmend*	20 - 50 %	16	57	830
Turmfalke	zunehmend**	20 - 50 %	71	239	4257
Baumfalke	zunehmend*	20 - 50 %	56	203	639
Wanderfalke	zunehmend**	20 - 50 %	18	60	1551
Eulen					
Schleiereule	zunehmend*	20 - 50 %	67	245	4975
Uhu	zunehmend**	> 50 %	32	129	838
Steinkauz	zunehmend**	20 - 50 %	27	111	5005
Waldkauz	stabil	< 10 %	33	96	580
Waldohreule	zunehmend, n.s.	10 - 20 %	29	84	412
Raufußkauz	abnehmend, n.s.	20 - 50 %	33	122	833

* = signifikant ** = hoch signifikant n.s. = nicht signifikant

Ubbo Mammen

Förderverein für Ökologie und Monitoring von Greifvogel- und Eulenarten e.V.

Schülershof 12

06108 Halle (Saale)

8 Aktuelles

8.1 Siedlungsdichte und Gefährdungsstatus des Turmfalken in Deutschland - Ergebnisse der Kartierung 2007

LENA WILMS

Der Turmfalke (*Falco tinnunculus*) ist die am häufigsten vorkommende und verbreitete Falkenart in Deutschland. Der NABU ernannte ihn zum „Vogel des Jahres 2007“. Erstmals ist in diesem Zusammenhang zu einer Jahresvogelkartierung in ganz Deutschland aufgerufen worden, an der außer dem NABU auch der Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) und der Deutsche Jagdschutz-Verband e.V. (DJV) beteiligt waren. Das Ergebnis der Kartierung sollte nicht nur Aufschluss über die aktuelle Siedlungsdichte und die sich daraus ergebende Bestandsgröße des Turmfalken geben, sondern auch eine möglichst umfangreiche Datengrundlage liefern, um den Gefährdungsstatus der Turmfalken in Deutschland beurteilen zu können.

Als Grundlage der Kartierung wurde das Raster der Topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 (TK25) ausgewählt, um eine möglichst flächendeckende und einheitliche Kartierung von Deutschland zu erzielen. Die anzuwendende Kartiermethode wurde einfach gestaltet, um jeder vogelkundlich interessierten Person die Teilnahme an der Kartierung zu erleichtern. Ein Quadrant einer TK25 sollte ausgewählt werden, in dem jeweils eine Wegstrecke von 15-20 km Länge festgelegt wurde. Da der Turmfalke ein Vogel der offenen Landschaft ist (KOSTRZEWA & SPEER 1995, BERNDT et al. 2002), konnten Waldgebiete ausgespart werden. Entlang der festgelegten Strecke sollten innerhalb von drei vorgegebenen Zeiträumen die gesichteten Turmfalken kartiert werden. Alle erfassten Sichtungen und Brutplätze wurden in die Karte eingetragen, so dass

am Ende der Kartierung Rückschlüsse auf die Anzahl der Revierpaare und Brutpaare innerhalb des Quadranten gezogen werden konnten.

Der Rücklauf der Kartierungen fiel deutlich geringer aus als erwartet. Insgesamt konnten nur 291 Kartierungen für die Auswertung herangezogen werden. Entscheidend war, dass ein Großteil (41 %) aller Kartierungen keinen Flächenbezug aufwies, der für die Berechnung von Siedlungsdichten unerlässlich ist. Folglich konnten lediglich 291 Kartierungen (59 %) als Datengrundlage verwendet werden, so dass zusätzlich Turmfalkendaten anderer Monitoringprojekten zur Beurteilung der Bestandssituation herangezogen wurden.



Abb. 52: Turmfalke (*Falco tinnunculus*)

Das ADEBAR-Projekt lieferte Brutpaardaten des Turmfalken aus den vier Bundesländern Berlin, Brandenburg, Schleswig-Holstein und Thüringen, die gesondert ausgewertet wurden. Die Berechnungen der jeweiligen Brutpaardichten und Bestandsgrößen ergaben in einem direkten Vergleich, dass der Turmfalkenbestand in diesen Bundesländern als nicht gefährdet einzustufen ist.

Turfalkendaten konnte das Monitoring „Greifvögel und Eulen Europas“ zur Verfügung stellen, die somit eine Ergänzung zu den bundesweit gesammelten Daten der Jahresvogelkartierung darstellen.

Die Turmfalkendaten der drei Erfassungen wurden getrennt ausgewertet, da sie jeweils mit unterschiedlichen Methoden erhoben wurden. Die Ergebnisse des Greifvogelmonitorings und die der Jahresvogelerfassung konnten für eine deutschlandweite Bestandshochrechnung herangezogen werden. Damit ergeben sich jeweils zwei Werte, einmal für die Brutpaare und für die Revierpaare, die als Bestandsspanne angegeben werden. So kann für den Turmfalken die Brutpaardichte von 10,6 - 11,8 Brutpaaren/100 km² für Deutschland und eine Siedlungsdichte von 12,0 - 13,7 Revierpaaren/100 km² ermittelt werden.

Mit diesen Werten können über Hochrechnungen Bestandszahlen für die Bundesrepublik ermittelt werden, die einen Brutbestand von 38.000 - 42.000 Brutpaaren und einen Siedlungsbestand von 43.000 - 49.000 Turmfalkenpaaren ergeben. Vergleicht man diese Werte mit anderen Hochrechnungen und Schätzungen von Bestandsgrößen des Turmfalken in Deutschland (RHEINWALD 1993, KOSTRZEWA & SPEER 1995, HEATH et al. 2000, BAUER et al. 2005), so sind die gewonnenen Daten im unteren Drittel der Wertebereiche einzustufen. Dennoch ergibt sich für den Turmfalkenbestand kein Gefährdungsstatus in Deutschland, da kein Hinweis auf einen überregionalen Bestandsrückgang besteht (BARTEL et al. 2007).

Die Ergebnisse von Horstumgebungsanalysen der kartierten Brutplätze geben einen Hinweis darauf, dass der Turmfalke oftmals anthropogene Siedlungsstrukturen als Brutort wählt und auch in Großstädten ein geeignetes Jagdhabitat findet (SALVATI et al. 1999, WITT 2000). Gleichfalls stellt die Flächennutzung Acker, die in Deutschland anteilig dominiert, eine gute Voraussetzung für ein potentielles Jagdgebiet des Turmfalken dar.

Zusätzlich wurde eine Analyse von Landschaftstypen in Verbindung mit der Siedlungsdichte durchgeführt. Diese lässt den Rückschluss zu, dass in Landschaften mit geringem Siedlungsanteil eine niedrigere Siedlungsdichte des Turmfalken zu erwarten ist. Von großer Bedeutung scheint auch das Nist-

kastenangebot in Regionen zu sein, in denen es an natürlichen Brutplätzen für den Turmfalken mangelt (KEHL & ZERNING 1993).

Lena Wilms
 Universität Trier
 Fachbereich VI - Geographie / Geowissenschaften
 Biogeographie
 Am Wissenschaftspark 25-27
 54296 Trier

8.2 Seeadler in Deutschland - vor 100 Jahren fast ausgerottet, inzwischen ein großer Gewinner

PETER HAUFF

Große Vögel, besonders die ehemals „Raubvögel“ genannten Adler, Bussarde und Falken, wurden in früheren Zeiten schonungslos mit der Flinte verfolgt. So kam es, dass Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) zu den am stärksten verfolgten Greifvögeln gehörten. Vor zweihundert Jahren war über die Lebensweise des Seeadlers noch wenig bekannt, die über mehrere Jahre anders aussehenden Jungvögel wurden sogar noch als eigene Art angesehen. Die verfolgten und geschossenen Vögel konnten häufig nicht einmal richtig bestimmt werden.

Als nach der Revolution 1848 die Jagdprivilegien des Adels aufgehoben wurden, begann ein Vernichtungsfeldzug ungeheuren Ausmaßes gegen viele Greifvögel, aber auch Kraniche und Schwarzstörche und weitere Arten gehörten dazu, für deren Abschuss sogar Prämien gezahlt wurden.



Abb. 53: Seeadler (*Haliaeetus albicilla*)

Fünzig Jahre später, gegen 1900, stand keine Art so nahe vor der Ausrottung wie der Seeadler (GLUTZ v. BLOTZHEIM et al. 1971, BIJLEVELD 1974, HANSEN et al. 2004, HAUFF 2009). Der vor über hundert Jahren beginnende Natur- und Heimatschutz hat langsam zur Vernunft und damit zur Rückkehr der Seeadler und weiterer Arten geführt. Um die Mitte des letzten Jahrhunderts gab es in Deutschland schon wieder 120 Paare. Zur gleichen Zeit wurde wiederholt festgestellt, dass nur noch wenige Seeadler-Paare erfolgreich Junge aufzogen. Über Jahre blieben die Ursachen unklar, bis erkannt wurde, dass das vielgepriesene Insektizid DDT große Schäden bei Wildtieren aber auch bei Menschen verursachte. Weltweiter Protest führte Anfang der 1970er Jahre auch in damals beiden deutschen Staaten und weiteren europäischen Ländern zum Verbot der DDT-Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft.

Bald danach gab es zunehmend erfolgreiche Bruten und ab 1980 kam es zu neuen Ansiedlungen - die Brutbestände der Seeadler nahmen wieder zu. Inzwischen gibt es in Deutschland mehr als 600 Brutpaare und alljährlich kommen noch immer rund 25 neue Paare hinzu.

Der lange Weg der Rückkehr der Seeadler

Nach wie vor ist es erschreckend zu lesen, dass WÜSTNEI & CLODIUS (1900) nur noch ein Brutpaar in Mecklenburg kannten. Tatsächlich hatten aber bereits einige Förster die letzten Seeadler unter ihren Schutz genommen. Sie wollten verhindern, dass

diese einmaligen Vögel völlig ausgerottet werden. Und so waren es hauptsächlich Förster, die dann im beginnenden 20. Jahrhundert die langsame Rückkehr der Seeadler in ihre ehemaligen Brutgebiete registrierten, sie geheim hielten und vor Störungen bewahrten. Ganz langsam nahmen die Brutbestände wieder zu, die Schutzbemühungen zeigten immer mehr Erfolge.

KUHK (1939) nannte für Mecklenburg 18 Brutpaare. Ähnlich war es in Vorpommern, wo BANZHAF (1937) 10 Brutpaare angab, was zusammen jedoch weniger als der Hälfte der damals vorkommenden Paare entsprach. In den 1950er Jahren hat G. Oehme im Rahmen seiner Diplomarbeit über die Geschichte des Vorkommens der Seeadler in Deutschland durch Befragungen bei Revier- und Oberförstern in Mecklenburg-Vorpommern die Bestandsentwicklung der Seeadler in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts untersucht und festgestellt, dass damals schon weit mehr Paare vorkamen als bislang bekannt waren (OEHME 1958).

Über keine weitere Vogelart liegen derart umfangreiche Langzeitdaten der Bestandsentwicklung in Deutschland vor. Seit rund 50 Jahren erfolgt ein jährliches Monitoring aller Brutplätze, so dass inzwischen Angaben zur Bestandsentwicklung für über ein Jahrhundert in Deutschland unterteilt nach Bundesländern vorliegen (Abb. 54).

Spezielle Schutzmaßnahmen für Seeadler und weitere Großvögel

Vor über 50 Jahren, als die Seeadler alljährlich nur noch wenige erfolgreiche Bruten verzeichneten, wurden bei der Suche nach den Gründen sehr schnell menschliche Störungen vermutet. Bestimmt hat es solche hin und wieder gegeben, jedoch nicht Jahr für Jahr und schon gar nicht den nahezu gesamten Brutbestand betreffend.

Um forstliche Störungen zu minimieren wurden damals Horstschutzzonen erwogen und sehr bald per staatlicher Verordnung im Osten Deutschlands eingerichtet. Dieser Horstschutz wird als spezieller Ar-

tenschutz inzwischen in vielen Ländern für den Schutz seltener Großvögel praktiziert und ist z.B. in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg in den Landesnaturschutzgesetzen gesetzlich geregelt. Generell besteht um alle Horststandorte eine Schutzzone im Radius von 100 Metern, in der forstliche Nutzung, Jagd und andere Störungen verboten sind. Während der gesamten Brutperiode wird diese Schutzzone auf 300 Meter erweitert.

Dieser spezielle Artenschutz hat sich seitdem bestens bewährt und zeigt, dass nicht nur Großvögel die Nutznießer sind. In einigen älteren Kiefern-schutz-zonen haben sich bereits Buchen und andere Laubbäume angesiedelt, die zur natürlichen Vielfalt führen - und besonders wichtig - in diesen Schutz-gebieten dürfen Bäume ungestört alt werden.

In diesem Zusammenhang ist vergleichsweise zu nennen, dass in Schleswig-Holstein ehemals der Horstschutz durch Kauf von Horstbäumen und weiteren Bäume im Umfeld durch Spendenmittel erreicht wurde. Vor 40 Jahren wurden in Schleswig-Holstein wegen alljährlicher Plünderung der Gelege durch Eiersammler, alle Brutplätze rund um die Uhr bewacht. Dies führte in Naturschutzkreisen umge-

hend zu der Annahme, dass Seeadler nur geschützt werden können, wenn diese ständig bewacht werden. Das stimmte jedoch nur bedingt, der Eierdiebstahl wurde unterbunden, aber erfolgreiche Bruten wurden dadurch nicht gefördert. Denn wie im Osten Deutschlands zerbrachen die durch DDT-Einwirkung dünnschaligen Eier vielfach auch in Schleswig-Holsteins Adlerhorsten.

Erst nach dem Verbot des Umweltgiftes DDT in der Land- und Forstwirtschaft kam es gegen Ende der 1970er Jahre langsam zum Anstieg erfolgreicher Bruten und um 1980 begann wieder die Zunahme der Brutpaare. Inzwischen beträgt der Anteil erfolgreicher Bruten in Deutschland im Mittel 64 %, ein allgemeiner Normalwert für Großvögel.

Arttypisch ist auch, dass die Nachwuchsrate in Gebieten mit hoher Brutdichte, wie z.B. in der Mecklenburgischen Seenplatte, niedriger sind als in Regionen mit geringerer Dichte. Das liegt ursächlich daran, dass in diesen Gebieten die Brutpaare durch paarungswillige unverpaarte Seeadler häufiger in Revierkämpfe verwickelt werden als andernorts. Solche Revierkämpfe enden bisweilen auch tödlich, sie gehören zu den natürlichen Todesursachen.

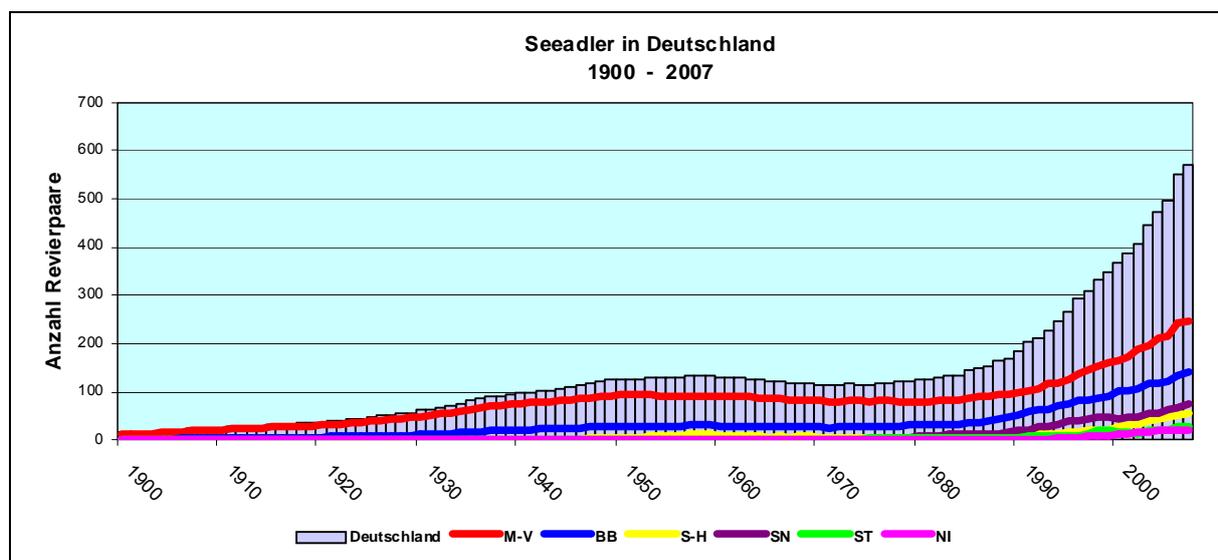


Abb. 54: Bestandsentwicklung des Seeadlers in Deutschland von 1900 - 2007, gesamt und unterteilt nach Bundesländern

Bleivergiftungen durch Verwendung bleihaltiger Jagdmunition stellen die häufigste anthropogene Todesursache bei Seeadlern dar, gefolgt von Kollisionen mit dem Bahnverkehr, Stromleitungen und Windkraftanlagen (LANGGEMACH et al. 2006). Derzeit sind alle beteiligten Akteure um den raschen Ausstieg aus der Nutzung bleihaltiger Büchsenmunition in den Lebensräumen der Seeadler bemüht (siehe nachfolgende Gemeinsame Erklärung).

Ausblick

Noch nie hat es in Deutschland derart viele Seeadler gegeben wie gegenwärtig, zumindest gibt es keine historischen Angaben die dies widerlegen. Allgemein ist das Vorkommen und die Häufigkeit von Tierarten in besonderem Maße eine Funktion des Vorkommens und der Verfügbarkeit von Nahrung. Besonders durch Eutrophierung ist das Fischvorkommen in vielen Gewässern gegenüber früher stark angestiegen, wovon auch andere Arten, u.a.

Fischadler und Kormorane profitieren, die heutzutage zu den großen Gewinnern gehören. Doch nicht alle Vögel finden gegenwärtig genügend Nahrung, hier sei nur an den Schreiadler erinnert, der den gleichen Schutz wie See- und Fischadler genießt, aber trotzdem in seinem Bestand rückläufig ist.

Veränderungen in der Landnutzung, starke Intensivierung der Landwirtschaft, sind maßgebliche Ursachen für deutliche Veränderungen in der Umwelt, die sowohl zu Gewinnern und Verlierern in der Vogelwelt führen.

Peter Hauff
 Lindenallee 5
 19073 Neu Wandum
 email: Peter.Hauff@t-online.de
 Landeskoordinator Seeadler beim Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Gemeinsame Erklärung

Die Teilnehmer des Fachgespräches vom 17.04.2009 erklären, dass sie im Sinne einer nachhaltigen Jagdausübung in Deutschland

1. die Tatsache der Bleivergiftung bei Seeadlern zum Anlass nehmen, Wirkungen und Risiken von Büchsengeschosses kritisch zu überprüfen
2. Deshalb fordern die Teilnehmer des Fachgespräches die zuständigen Ministerien auf, schnellstmöglich die notwendigen Untersuchungen mit aller Kraft zu unterstützen und zu forcieren.
3. Um den möglichen baldigen Ausstieg aus der Nutzung der bleihaltigen Büchsenmunition in den Lebensräumen der Seeadler zu forcieren, fordern die Teilnehmer des Fachgespräches:
 - a) Die notwendigen jagdlichen und sicherheitsspezifischen Einsatzuntersuchungen schnellstmöglich zu beginnen bzw. abzuschließen
 - b) Die Bewertung der vorhandenen Alternativmaterialien hinsichtlich der positiven Umweltrelevanz vorzunehmen, um daraus verlässliche Standards für die Sicherheit, den Tierschutz, die Umwelt, die Gesundheit und den Verbraucherschutz zu erarbeiten.
4. Alle beteiligten Akteursgruppen, insbesondere die Jägerschaft, über die bisherigen und zukünftigen Ergebnisse zeitnah zu informieren.

Diese Erklärung wurde im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundprojektes „Bleivergiftungen bei Seeadlern: Ursachen und Lösungsansätze“ während des vom Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung (IZW) und der Forschungsstelle für Umweltpolitik (FFU) veranstalteten Fachgespräches am 17.04.2009 von den Teilnehmern erstellt.

9 Literatur

- BAKER, P. J. & HARRIS, S. (2006): Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK? *Eur. J. Wildl. Res.* 52: 99-108.
- BAKER, P. J., HARRIS, S., ROBERTSON, C. P. J., SAUNDERS, G. & WHITE, P. C. L. (2004): Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mamm. Rev.* 34(1): 115-130.
- BANZHAF, W. (1937): Naturdenkmäler aus Pommern. *Vogelwelt. I. Der Seeadler (Haliaeetus albicilla)*. *Dohniana* 16: 3-41.
- BARTEL, M., GRAUER, A., GREISER, G., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUß, E., WENZELIDES, L. & WINTER, A. (2005): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-2004). *Jahresbericht 2004*. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.
- BARTEL, M., GRAUER, A., GREISER, G., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUß, E., WENZELIDES, L. & WINTER, A. (2007): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-2006). *Jahresbericht 2006*. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.
- BARTHEL, P. H. & HELBIG, A. J. (2005): Artenliste der Vögel Deutschlands. *Limicola* 19: 89-111.
- BARTÓN, K. A. & ZALEWSKI, A. (2007): Winter severity limits red fox populations in Eurasia. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16(3): 281-289.
- BAUER, H. G., FIEDLER, W. & BEZZEL, E. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas - Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. 1. Bd. ed. AULA-Verlag, Wiesbaden. 808 S.
- BECKER, R. W. (2002): Zur Lebensraumsituation des Rotwildes in Deutschland - vom Einzelrevier zur Rotwildregion. *in* HOLST, S. & HERZOG, S. (Hrsg.): *Der Rothirsch - Ein Fall für die Rote Liste?* Deutsche Wildtierstiftung, Hamburg.
- BEHRENDT, G. (1955): Beiträge zur Ökologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L.). *Z. Jagdwiss.* 1(4): 113-145.
- BEJA, P., GORDINHO, L., REINO, L., LOUREIRO, F., SANTOS-REIS, M. & BORRALHO, R. (2009): Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *Eur. J. Wildl. Res.* 55(3): 227-238.
- BERNDT, R. K., KOOP, B. & STRUWE-JUHL, B. (2002): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Brutvogelatlas. 2. Auflage.* Wachholtz.
- BEYER, G. (2002): Eine erstaunliche Karriere - vom bösen Rindenfresser zur ökologischen Leittierart. *in* HOLST, S. & HERZOG, S. (Hrsg.): *Der Rothirsch - Ein Fall für die Rote Liste?* Deutsche Wildtierstiftung, Hamburg.
- BfN (2004): *Daten zur Natur.* Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Bonn. 474 S.
- BICKENBACH, E. (1995): Der Dachs im Kreis Luckau. *Biol. Stud. Luckau* 24: 33-41.
- BIEBER, C. & RUF, T. (2005): Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *J. Appl. Ecol.* 42: 1203-1213.
- BIJLEVELD, M. (1974): *Birds of Prey in Europe.* London.
- BIRDLIFE-INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status.* BirdLife Conservation series No. 12. BirdLife International (Hrsg.). Wageningen NL.
- BORRMANN, K. (2009): Immer mehr Fälle von Staupe. *Unsere Jagd* 6: 26-27.
- BRIEDERMANN, L. (1977): Jagdmethoden beim Schwarzwild und ihre Effektivität. *Beitr. Jagd-Wildforsch.* 10: 139-152.
- CIUTI, S., DAVINI, S., LUCCARINI, S. & APOLLONIO, M. (2004): Could the predation risk hypothesis explain large-scale spatial segregation in fallow deer (*Dama dama*)? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 56: 552-564.
- DELAHAY, R., CARTER, S. P., FORRESTER, G. J., MITCHELL, A. & CHEESEMAN, C. L. (2006): Habitat correlates of group size, bodyweight and reproductive performance in a high-density Eurasian badger (*Meles meles*) population. *J. Zool.* 270: 437-447.
- DELAHAY, R. J., WARD, A. I., WALKER, N., LONG, B. & CHEESEMAN, C. L. (2007): Distribution of badger latrines in a high-density population: habitat se-

- lection and implications for the transmission of bovine tuberculosis to cattle. *J. Zool.* 272: 311-320.
- DJV (2003): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD). Projekthandbuch. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.
- DJV (2009): DJV-Handbuch - Jagd 2009. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). LV-DRUCK. Münster. 704 S.
- DO LINH SAN, E., FERRARI, N. & WEBER, J.-M. (2007): Spatio-temporal ecology and density of badgers *Meles meles* in the Swiss Jura Mountains. *Eur. J. Wildl. Res.* 53: 265-275.
- DONCASTER, C. P. (2001): What determines territory configurations of badgers? *Oikos* 93(3): 497-498.
- DRYGALA, F., STIER, N., ZOLLER, H., BOEGELSACK, K., MIX, H. M. & ROTH, M. (2008a): Habitat use of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in north-eastern Germany. *Mamm. Biol.* 73: 371-378.
- DRYGALA, F., STIER, N., ZOLLER, H., MIX, H. M. & ROTH, M. (2008b): Spatial organisation and intra-specific relationship of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Central Europe. *Wildl. Biol.* 14(4): 457-466.
- FUNK, S. M. (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 Südwest-Deutschland und Ost-Frankreich. Diss., Univ. des Saarlandes, Saarbrücken.
- GEDEON, K. (1994): Monitoring Greifvögel und Eulen - Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristigen Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten. 1. Ergebnisband. Jahresber. Monit. Greifvögel Eulen Europas. 118 S.
- GEITER, O., HOMMA, S. & KINZELBACH, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.). Berlin.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas: Galliformes und Gruiformes. Band 5. AULA Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M. & BEZZEL, E. (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Fal-
- coniformes. Band 4. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- GOLDYN, B., HROMADA, M., SURMACKI, A. & TRYANOWSKI, P. (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *Z. Jagdwiss.* 49: 191-200.
- GORETZKI, J., AHRENS, M., STUBBE, C., TOTTEWITZ, F., GLEICH, E. & SPARING, H. (1995): Kartierung von Wurfbauen und Lebendfang von Jungfuchsen als Grundlage populationsökologischer Untersuchungen am Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L., 1758). *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 20: 135-140.
- GORETZKI, J., AHRENS, M., STUBBE, C., TOTTEWITZ, F., SPARING, H. & GLEICH, E. (1997): Zur Ökologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L., 1758) auf der Insel Rügen: Ergebnisse des Jungfuchsfanges und der Jungfuchsmarkierung. *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 22: 187-199.
- GORETZKI, J. & PAUSTIAN, K.-H. (1982a): Untersuchungen zur Biologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), als Grundlage für die Bewirtschaftung von Fuchspopulationen. Diss., Akademie Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Eberswalde-Finow.
- GORETZKI, J. & PAUSTIAN, K.-H. (1982b): Zur Biologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in einem intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiet. *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 12: 96-107.
- GORETZKI, J. & SPARING, H. (2006): Anstieg rasant und unbemerkt. Neubürger auf dem Vormarsch. Sonderheft von *Unsere Jagd*, Pirsch, Niedersächs. Jäger: 8-11.
- GRAUER, A., GREISER, G., HEYEN, B., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUß, E., WENZELIDES, L. & WINTER, A. (2008): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-2007). Jahresbericht 2007. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.
- GREGORY, R. D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A. W., NOBLE, D. G., FOPPEN, R. P. B. & GIBBONS, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 360: 269-288.
- GRIFFIN, C. (2009): ARTEMIS - Centralising Bag Statistics in Europe. Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU (FACE) (Hrsg.). Brussels.

- GRIFFITHS, H. I. & THOMAS, D. H. (1997): The conservation and management of the European badger *Meles meles*. Council of Europe, Report. Nature and environment 90.
- HANSEN, G., HAUFF, P. & SPILLNER, W. (2004): Seeadler gestern und heute. Verlag Erich Hoyer, Galenbeck.
- HAPP, N. (2007): Hege und Bejagung des Schwarzwildes. Praxiswissen Jagd, 2. Auflage. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH, Stuttgart. 176 S.
- HAUFF, P. (2009): Zur Geschichte des Seeadlers *Haliaeetus albicilla* in Deutschland. *Denisia* 26 (intern. Seeadlertagung Illmitz, Österreich): im Druck.
- HEATH, M., BORGGREVE, C. & PEET, N. (2000): European bird populations: Estimates and trends, 10. BirdLife International (Hrsg.). Cambridge. 160 S.
- HERRMANN, M. (2004): Steinmarder in unterschiedlichen Lebensräumen. Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- HERZOG, S. & GEHLE, T. (2002): Is there evidence for hybridization between Red deer (*Cervus elaphus*) and Sika deer (*Cervus nippon*) in Central Europe? *Verh. Ges. Ökol.* 32(157).
- HEYDON, M. J., REYNOLDS, J. C. & SHORT, M. J. (2000): Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *J. Zool.* 251: 253-264.
- HOFMANN, T. (1999): Untersuchungen zur Ökologie des Europäischen Dachses (*Meles meles*, L. 1758) im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland). Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg.
- HOHMANN, U. (1998): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. Diss., Univ. Göttingen. 154 S.
- KEHL, G. & ZERNING, M. (1993): Der Greifvogelbestand auf einer Kontrollfläche bei Potsdam - Sonderheft. *Nat.schutz Landsch.pfl. Brandenb.* 93(2): 10-18.
- KERN, B., DEPNER, K. R., LETZ, W., ROTT, M., THALHEIM, S., NITSCHKE, B., PLAGEMANN, R. & LIESS, B. (1999): Incidence of classical swine fever (CSF) in wild boar in a densely populated area indicating CSF virus persistence as a mechanism for virus perpetuation. *J Vet Med B* 46: 63-67.
- KEULING, O. (2007): Sauen als Beutegreifer - Welchen Einfluss kann Schwarzwild auf andere Tierarten ausüben? Seiten 45-50 in *Proceedings of 13. Österr. Jägertagung*, 13. und 14. Februar 2007.
- KEULING, O., STIER, N. & ROTH, M. (2008): How does hunting influence activity and space use in wild boar *Sus scrofa*. *Eur. J. Wildl. Res.* 54(4): 729-737.
- KINGDOM, N. (2006): Partridge count scheme. The Game Conservancy Trust, Review of 2005: 44-46.
- KÖHNEMANN, B. A. & MICHLER, F.-U. (2008): Der Waschbär in Mecklenburg-Strelitz. *Labus* 27 NABU Mecklenburg-Strelitz: 50-80.
- KOSTRZEWA, R. & SPEER, G. (1995): Greifvögel in Deutschland: Bestand, Situation, Schutz. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- KOWALCZYK, R., BUNEVICH, A. N. & JĘDRZEJEWSKA, B. (2000): Badger density and distribution of setts in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) compared to other Eurasian populations. *Acta Theriol.* 45(3): 395-408.
- KRAMER-SCHADT, S., FERNÁNDEZ, N. & THULKE, H.-H. (2007): Potential ecological and epidemiological factors affecting the persistence of classical swine fever in wild boar *Sus scrofa* populations. *Mamm. Rev.* 37(1): 1-20.
- KUHK, R. (1939): Die Vögel Mecklenburgs. Güstrow.
- LANGGEMACH, T., KENNTNER, N., KRONE, O., MÜLLER, K. & SÖMMER, P. (2006): Anmerkungen zur Bleivergiftung von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*). *Nat. Landsch.* 81: 320 - 325.
- MASSEI, G. & GENOV, P. V. (2004): The environmental impact of wild boar. Seiten 135-145 in *Proceedings of Wild Boar Research 2002. A selection and edited papers from the "4th International Wild Boar Symposium"*. *Galemys*, 16 Special Issue.
- MEIA, J. S. (1994): Organisation sociale d'une population de renards (*Vulpes vulpes*) en milieu montagnard. Université de Neuchâtel. 208 S.
- MENZEL, C., STRAUß, E., MEYER, W. & POHLMAYER, K. (2000): Die Bedeutung der Habitatstrukturen als Regulationsmechanismus für die Brutpaardichte von Rabenkrähen (*Corvus c. corone*). *J. Ornithol.* 141: 127-141.

- MICHLER, F.-U. (2003): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im urbanen Lebensraum am Beispiel der Stadt Kassel (Nordhessen). Dipl.-Arb., Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg. 124 S.
- MICHLER, F.-U. (2004): Waschbären im Stadtgebiet. Wildbiologie 2/2004, Infodienst Wildbiologie & Ökologie: 16.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & RIECKE, W. (2004): Die Witterung in Deutschland 2003. DWD - Klimastatusbericht: 93-100.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. & RIECKE, W. (2005): Die Witterung in Deutschland 2004. DWD - Klimastatusbericht: 71-78.
- NEWSON, S. E. & NOBLE, D. G. (2006): The production of population trends for UK mammals using BBS mammal data: 1995-2004. A report by the British Trust for Ornithology under contract to JNCC. BTO Research Report No. 428. 67 p.
- NOACK, M. & GORETZKI, J. (1999): Kartierung von Rotfuchs- und Dachsbauen als Grundlage für die Bestandsschätzung von Rotfuchs und Dachs im Nationalpark "Unteres Odertal". Beitr. Jagd-Wildforsch. 24: 307-330.
- NYENHUIS, H. (2003): Anthropogene Landnutzungs-Determinanten der Siedlungsraumaufteilung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* analysiert nach den Jagdstrecken in Nordwestdeutschland. Methoden der feldökologischen Säugetierforschung 2: 131-150.
- OEHME, G. (1958): Die Verbreitung des Seeadlers *Haliaeetus albicilla* (L.) in Deutschland mit populationsstatistischen Beiträgen und Untersuchungen zur Wahl der Brutbiotope. Dipl.-Arb., Univ. Greifswald.
- PALOMARES, F. & RUIZ-MARTINEZ, I. (1994): Die Dichte des Rotfuchses und die Beute an Niederwild während der Periode der Jungenaufzucht im Südosten Spaniens. Z. Jagdwiss. 40: 145-155.
- PANNEKOEK, J. & VAN STRIEN, A. (2001): TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data). No. 0102. Research Paper. CBS Statistics Netherlands (Hrsg.). Voorburg.
- PIEGERT, H. & ULOTH, W. (2005): Der Europäische Mufflon. Band 2. Edition Natur Life, DSV-Verlag GmbH, Hamburg. 260 S.
- PIELOWSKI, Z. (1982): Über die Bedeutung des Fuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in der Jagdwirtschaft der Volksrepublik Polen. Beitr. Jagd-Wildforsch. 12: 71-77.
- REVILLA, E., PALOMARES, F. & FERNÁNDEZ, N. (2001): Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. J. Zool. 255(3): 291-299.
- RHEINWALD, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands - Kartierung um 1985. Schriftenr. DDA(12).
- ROGERS, L. M., FORRESTER, G. J., WILSON, G. J., YARNELL, R. W. & CHEESEMAN, C. L. (2003): The role of setts in badger (*Meles meles*) group size, breeding success and status of TB (*Mycobacterium bovis*). J. Zool. 260: 209-215.
- ROPER, T. J. & MOORE, J. A. H. (2003): Ventilation of badger *Meles meles* setts. Mamm. Biol. 68: 277-283.
- ROSALINO, L. M., LOUREIRO, F., MACDONALD, D. W. & SANTOS-REIS, M. (2005a): Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialism. Mamm. Biol. 70(1): 12-23.
- ROSALINO, L. M., MACDONALD, D. W. & SANTOS-REIS, M. (2005b): Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water or geology the limiting factor? Oikos 110(3): 441-452.
- SALVATI, L., MANGANARO, A., FATTORINI, S. & PIATTELLA, E. (1999): Population features of Kestrels *Falco tinnunculus* in urban, suburban and rural areas in central Italy. Acta Ornithol. 34: 53-58.
- SCHLEY, L. (2000): The badger *Meles meles* and the wild boar *Sus scrofa*: Distribution and damage to agricultural crops in Luxembourg. PhD thesis, Univ. of Sussex.
- SCHÖNBRODT, R. & TAUCHNITZ, H. (2006): 2005 und 2006 - zwei außergewöhnliche Jahre für Greifvögel. Apus 13: 62-65.
- SIEFKE, A. & STUBBE, C. (2008): Das Damwild. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- SLEEMAN, D. P., DAVENPORT, J., MORE, S. J., CLEGG, T. A., COLLINS, J. D., MARTIN, S. W., WILLIAMS, D. H., GRIFFIN, J. M. & O'BOYLE, I. (2009a): How many Eurasian badgers *Meles meles* L. are there in the Republic of Ireland? Eur. J. Wildl. Res.: online first.

- SLEEMAN, D. P., DAVENPORT, J., MORE, S. J., CLEGG, T. A., GRIFFIN, J. M. & O'BOYLE, I. (2009b): The effectiveness of barriers to badger *Meles meles* immigration in the Irish Four Area project. Eur. J. Wildl. Res. 55(3): 267-278.
- STIEBLING, U. (1997): Übersicht über Ergebnisse aktueller Arbeiten zur Populationsdynamik des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), in Europa. Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf (Auftraggeber) (Hrsg.). Berlin.
- STIEBLING, U. & SCHNEIDER, R. (1999): Zur Habitatnutzung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L. 1758) in der uckermärkischen Agrarlandschaft - Ergebnisse zur Populationsdichte und -dynamik. Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 331-341.
- STIER, N. (2006): Ständig auf Beutezug - Biologie des Marderhundes. Neubürger auf dem Vormarsch. Sonderhaft von Unsere Jagd, Pirsch, Niedersächs. Jäger: 14-23.
- STUBBE, C. (2001): Die Jagd in der DDR. Nimrod-Verlag, Hanstedt. 464 S.
- STUBBE, M., EBERSBACH, H., GORETZKI, J., WAURISCH, S. & BICKENBACH, E. (1993): Beiträge zur Verbreitung und Populationsökologie des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in Europa. Beitr. Jagd- Wildforsch. 18: 93-105.
- STUBBE, M. & GEDEON, K. (1989): Jahresbericht 1988 zum Monitoring Greifvögel und Eulen der DDR. Jahresbericht Monitoring Greifvögel Eulen DDR 1. 1-35.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SCHÖPF, H. & WAHL, J. (2007): Vögel in Deutschland – 2007. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- TOMASCHEK, K. (2008): Current distribution of the Raccoon (*Procyon lotor* L., 1758) in Germany (hunting bag data) and Europe (single record data). Masterarbeit, FH, Eberswalde. 76 S.
- VAN STRIEN, A. J., PANNEKOEK, J. & GIBBONS, D. W. (2001): Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. Bird Study 48: 200-213.
- WAGENKNECHT, E. (2000): Rotwild. 5. Auflage. Nimrod Verlag, Suderburg.
- WALLISER, G. & ROTH, M. (1997): Einfluß der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L., 1758). Beitr. Jagd- Wildforsch. 22: 237-247.
- WEBER, J.-M., AUBRY, S., FERRARI, N., FISCHER, C., LACHAT FELLER, N., MEIA, J.-S. & MEYER, S. (2002): Population changes of different predators during a water vole cycle in a central European mountainous habitat. Ecography 25: 95-101.
- WEBER, J.-M. & MEIA, J.-S. (1996): Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. Ethology, Ecol. Evol. 8: 223-232.
- WELANDER, J. (2000): Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. J. Zool. London 252: 263-271.
- WHITE, P. C. L., SAUNDERS, G. & HARRIS, S. (1996): Spatio-temporal patterns of home range use by foxes (*Vulpes vulpes*) in urban environments. J. Anim. Ecol. 65: 121-125.
- WITT, K. (2000): Situation der Vögel im städtischen Bereich: Beispiel Berlin. Vogelwelt 121: 107-128.
- WÖLFEL, H. (1999): Turbo-Reh und Öko-Hirsch. Perspektiven zu Wild, Hege und Jagd. Stocker-Verlag, Graz.
- WOODROFFE, R., GILKS, P., JOHNSTON, W. T., LE FEVRE, A. M., COX, D. R., DONNELLY, C. A., BOURNE, F. J., CHEESEMAN, C. L., GETTINBY, G., MCINERNEY, J. P. & MORRISON, W. I. (2008): Effects of culling on badger abundance: implications for tuberculosis control. J. Zool. 274: 28-37.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (2005): Fachgutachten zum Wildmanagement im Staatsforst des Arnberger Waldes. Forstamt Arnberg. VAUNA - Verein für Arten-, Umwelt- und Naturschutz e.V. im Auftrag des Forstamtes Arnberg (Hrsg.). Oberammergau.
- WOTSCHIKOWSKY, U. & KERN, M. (2004): Verbreitung des Rothirsches in Deutschland in v. MÜNCHHAUSEN, H., BECKER, M., HERZOG, S. & WOTSCHIKOWSKY, U. (Hrsg.): Ein Leitbild für den Umgang mit dem Rotwild in Deutschland. Deutsche Wildtierstiftung, Hamburg.
- WÜSTNEI, C. & CLODIUS, G. (1900): Die Vögel der Grossherzogthümer Mecklenburg. Güstrow.

10 Anhang

Anhang 1: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerfertaxation (Besatzdichte [Individuen/100 ha Taxationsfläche]) in den beteiligten RG, Frühjahr 2002 - 2008; * - arith. Mittel

Jahr		BW	BE	BB	HB	HH	HE	MV	NS	NW	RP	SA	SN	ST	TH	Gesamt
2002	RG [N]	25	2	21	4	-	20	50	28	54	-	10	41	41	34	330
	Median	14,1	3,6	4,5	25,0	-	15,8	4,1	16,2	27,7	-	19,5	4,0	5,2	6,2	7,7
	Mittel*	18,9	3,6	6,2	24,5	-	17,2	5,5	20,6	34,6	-	21,0	5,1	6,2	7,8	14,3
	STD	14,4	1,9	5,2	5,4	-	16,1	6,0	13,5	24,3	-	14,2	4,7	5,2	5,2	16,7
2003	RG [N]	52	2	34	4	5	28	54	65	90	6	13	35	40	34	462
	Median	12,9	4,1	4,3	25,9	12,8	14,1	3,7	16,8	30,2	43,6	17,7	3,7	4,8	5,3	10,5
	Mittel*	15,9	4,1	5,8	25,7	15,8	16,8	5,5	18,4	34,0	45,2	23,4	4,8	6,4	8,5	16,3
	STD	14,6	2,5	4,0	13,7	7,1	12,8	6,2	10,5	21,6	28,1	18,6	3,9	5,2	10,8	17,2
2004	RG [N]	54	2	34	4	4	36	47	81	114	29	11	29	42	37	524
	Median	12,9	2,1	4,9	28,6	33,1	13,6	4,1	18,4	27,0	17,7	24,8	2,8	4,8	6,2	12,3
	Mittel*	15,8	2,1	6,5	32,2	32,2	16,3	6,2	20,7	33,4	25,2	29,0	3,7	5,9	10,6	18,1
	STD	12,1	3,0	4,2	11,7	16,9	13,3	7,0	12,0	25,0	20,4	17,9	2,9	5,7	10,0	18,5
2005	RG [N]	62	2	30	4	4	57	42	94	118	35	11	27	38	37	561
	Median	12,3	1,8	6,5	41,5	33,0	15,4	5,8	20,7	29,2	15,8	21,5	3,2	5,1	7,6	13,7
	Mittel*	15,9	1,8	6,8	41,6	31,5	17,1	7,0	23,0	34,4	23,1	22,2	4,1	6,6	12,0	19,3
	STD	13,5	2,1	3,7	11,5	11,4	10,1	7,5	13,7	22,9	18,6	13,1	3,1	4,8	11,6	17,8
2006	RG [N]	69	2	33	4	4	82	41	99	127	34	9	22	37	36	599
	Median	12,2	1,6	5,5	32,5	35,1	17,0	5,5	20,0	27,1	17,4	24,4	3,1	5,4	7,1	14,3
	Mittel*	15,2	1,6	6,5	37,0	31,1	22,4	8,1	22,6	33,7	24,7	25,0	4,0	5,9	12,7	20,1
	STD	13,0	1,9	3,6	12,4	15,2	16,8	8,2	12,4	23,2	22,3	9,9	3,0	3,9	12,9	18,4
2007	RG [N]	71	1	33	4	3	56	42	103	114	31	8	19	36	36	557
	Median	10,9	0,0	4,9	31,6	45,9	14,2	4,1	16,6	24,5	16,6	26,6	3,7	3,8	8,1	12,6
	Mittel*	15,1	0,0	6,8	35,8	38,0	20,3	6,5	21,6	31,1	22,0	25,9	3,3	5,5	10,2	18,4
	STD	13,4	-	4,3	13,8	13,7	18,5	6,6	15,5	23,0	19,0	9,0	2,1	5,7	7,8	18,0
2008	RG [N]	92	1	31	4	2	39	37	97	118	32	7	24	34	34	552
	Median	11,8	0,0	5,6	36,1	46,1	21,1	5,1	18,6	29,2	19,4	23,7	3,1	4,9	8,9	14,6
	Mittel*	17,7	0,0	6,0	37,9	46,1	22,4	6,9	22,5	36,2	27,2	24,9	3,7	6,6	11,8	20,6
	STD	17,3	-	2,9	9,2	5,3	14,2	5,7	15,3	26,3	22,9	11,9	2,3	6,4	8,9	20,2

Anhang 2: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerfertaxation (Besatzdichte [Individuen/100 ha Taxationsfläche]) in den beteiligten RG im Frühjahr 2008

Bundesland	RG	Dichte [Hasen/100 ha]				
	[N]	Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	92	11,8	17,7	17,3	1,5	104,8
Berlin	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Brandenburg	31	5,6	6,0	2,9	1,7	11,5
Bremen	4	36,1	37,9	9,2	29,4	50,2
Hamburg	2	46,1	46,1	5,3	42,3	49,9
Hessen	39	21,1	22,4	14,2	1,8	61,2
Mecklenburg-Vorpommern	37	5,1	6,9	5,7	1,6	24,8
Niedersachsen	97	18,6	22,5	15,3	2,8	75,1
Nordrhein-Westfalen	118	29,2	36,2	26,3	3,5	139,3
Rheinland-Pfalz	32	19,4	27,2	22,9	4,7	120,1
Saarland	7	23,7	24,9	11,9	5,4	40,7
Sachsen	24	3,1	3,7	2,3	0,0	9,2
Sachsen-Anhalt	34	4,9	6,6	6,4	0,7	36,5
Thüringen	34	8,9	11,8	8,9	0,0	36,8
Gesamt	552	14,6	20,6	20,2	0,0	139,3

Anhang 3: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwertf taxation (Besatzdichte [Individuen/100 ha Taxationsfläche]) in den beteiligten RG im Herbst 2008

Bundesland	RG	Dichte [Hasen/100 ha]				
	[N]	Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	75	10,8	19,0	20,9	1,0	134,3
Berlin	1	0,0	0,0		0,0	0,0
Brandenburg	34	5,1	6,0	3,5	2,3	17,7
Bremen	4	35,9	36,6	11,8	24,3	50,2
Hamburg	2	59,8	59,8	4,2	56,8	62,7
Hessen	20	18,2	20,0	12,2	3,4	55,2
Mecklenburg-Vorpommern	38	4,6	7,0	6,1	1,8	32,1
Niedersachsen	100	20,5	24,7	17,3	5,9	100,3
Nordrhein-Westfalen	112	32,1	41,8	30,8	2,4	168,0
Rheinland-Pfalz	28	14,1	22,2	18,7	3,4	83,9
Saarland	7	28,8	26,5	11,4	6,4	41,4
Sachsen	24	3,2	4,0	3,7	0,0	17,3
Sachsen-Anhalt	36	4,3	5,8	5,7	0,6	32,4
Thüringen	37	9,4	10,7	9,1	0,0	44,4
Gesamt	518	14,0	21,7	23,1	0,0	168,0

Anhang 4: Nettozuwachsrate in % (Frühjahr = 100 %) des Feldhasen im Jahr 2008 in den beteiligten RG der Bundesländer

Bundesland	RG	Nettozuwachs in % (Frühjahr = 100 %)				
	[N]	Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	71	2,17	8,51	59,52	-91,53	279,33
Brandenburg	29	-8,20	7,01	56,02	-58,30	230,87
Bremen	4	-7,89	-3,57	22,72	-25,22	26,73
Hamburg	2	29,98	29,98	5,98	25,76	34,21
Hessen	17	-8,72	-2,25	23,10	-36,83	39,75
Mecklenburg-Vorpommern	32	7,14	8,78	31,32	-46,63	100,47
Niedersachsen	90	0,00	11,22	50,02	-63,18	249,64
Nordrhein-Westfalen	110	10,64	18,29	40,23	-39,93	156,29
Rheinland-Pfalz	28	-19,47	-18,38	22,92	-60,19	31,23
Saarland	6	2,51	9,33	31,63	-17,43	67,64
Sachsen	22	14,30	22,13	76,44	-100,00	237,78
Sachsen-Anhalt	34	-17,60	-11,70	29,70	-56,16	99,54
Thüringen	32	-13,61	-9,87	26,38	-78,84	46,46
Gesamt	477	0,00	7,19	46,54	-100,00	279,33

Anhang 5: Statistische Angaben zu den Fuchs-Geheckdichten 2008

Bundesland	Anzahl JB	Gehecke/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	11	0,39	0,40	0,24	0,00	0,86
Bayern	-	-	-	-	-	-
Berlin	-	-	-	-	-	-
Brandenburg	39	0,33	0,39	0,30	0,00	1,26
Bremen	2	0,21	0,21	0,12	0,13	0,29
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	-	-	-	-	-	-
Mecklenburg-Vorpommern	18	0,47	0,48	0,33	0,07	1,33
Niedersachsen	38	0,33	0,34	0,26	0,00	1,08
Nordrhein-Westfalen	41	0,20	0,36	0,60	0,00	3,33
Rheinland-Pfalz	-	-	-	-	-	-
Saarland	2	0,55	0,55	0,60	0,12	0,97
Sachsen	10	0,28	0,46	0,57	0,00	2,00
Sachsen-Anhalt	25	0,36	0,45	0,41	0,00	2,00
Schleswig-Holstein	-	-	-	-	-	-
Thüringen	35	0,39	0,45	0,33	0,00	1,47
Gesamt	221	0,34	0,40	0,39	0,00	3,33

Anhang 6: Entwicklung der Fuchs-Geheckdichten in den sechs Großlandschaften von 2003 - 2008

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006	2007	2008
NO-Tiefland	Anzahl JB [N]	104	92	86	84	83	90
	Median	0,36	0,34	0,31	0,37	0,38	0,34
	arith. Mittel	0,42	0,47	0,42	0,46	0,45	0,42
NW-Tiefland	Anzahl JB [N]	76	38	100	86	77	62
	Median	0,25	0,25	0,18	0,12	0,14	0,21
	arith. Mittel	0,34	0,28	0,25	0,23	0,27	0,32
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	42	25	47	35	22	23
	Median	0,59	0,54	0,42	0,46	0,36	0,38
	arith. Mittel	0,64	0,62	0,54	0,52	0,47	0,48
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	36	41	40	45	42	32
	Median	0,36	0,32	0,36	0,35	0,32	0,37
	arith. Mittel	0,44	0,39	0,30	0,38	0,39	0,43
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	59	50	66	77	54	14
	Median	0,35	0,18	0,30	0,23	0,30	0,43
	arith. Mittel	0,51	0,31	0,37	0,31	0,34	0,46
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	12	16	19	33	21	1
	Median	0,44	0,33	0,47	0,31	0,41	0,35
	arith. Mittel	0,49	0,32	0,53	0,41	0,58	0,35
Gesamt	Anzahl JB [N]	329	262	358	360	299	221
	Median	0,36	0,32	0,31	0,27	0,29	0,34
	arith. Mittel	0,45	0,41	0,39	0,36	0,39	0,40

Anhang 7: Entwicklung der Fuchs-Geheckgrößen in den sechs Großlandschaften von 2003 - 2008

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006	2007	2008
NO-Tiefland	Anzahl Gehecke [N]	52	108	165	107	140	148
	Median	5,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arith. Mittel	4,52	4,12	4,38	3,97	4,24	4,11
NW-Tiefland	Anzahl Gehecke [N]	31	65	80	48	61	56
	Median	4,00	4,00	5,00	4,00	4,00	4,00
	arith. Mittel	4,45	4,49	5,03	4,63	4,43	4,63
W-Mittelgebirge	Anzahl Gehecke [N]	33	31	63	25	30	18
	Median	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arith. Mittel	4,42	4,29	4,29	3,76	3,73	4,06
O-Mittelgebirge	Anzahl Gehecke [N]	2	31	69	35	58	48
	Median	4,00	5,00	4,00	5,00	4,00	4,00
	arith. Mittel	4,00	5,16	4,38	4,89	4,76	4,77
SW-Mittelgebirge	Anzahl Gehecke [N]	18	18	59	61	44	15
	Median	4,00	3,50	5,00	4,00	4,00	4,00
	arith. Mittel	4,50	3,33	4,51	4,33	4,52	4,13
Alpenvorland	Anzahl Gehecke [N]	14	13	26	31	23	-
	Median	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	-
	arith. Mittel	4,36	4,15	3,92	3,94	4,35	-
Gesamt	Anzahl Gehecke [N]	150	266	462	307	356	285
	Median	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arith. Mittel	4,46	4,30	4,47	4,23	4,36	4,32

Anhang 8: Statistische Angaben zu den Dachs-Geheckdichten 2008

Bundesland	Anzahl JB	Gehecke/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	11	0,23	0,22	0,22	0,00	0,65
Bayern	-	-	-	-	-	-
Berlin	-	-	-	-	-	-
Brandenburg	39	0,09	0,14	0,18	0,00	0,67
Bremen	2	0,06	0,06	0,09	0,00	0,13
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	-	-	-	-	-	-
Mecklenburg-Vorpommern	18	0,09	0,18	0,24	0,00	0,86
Niedersachsen	38	0,00	0,14	0,20	0,00	0,88
Nordrhein-Westfalen	41	0,00	0,06	0,12	0,00	0,42
Rheinland-Pfalz	-	-	-	-	-	-
Saarland	2	0,48	0,48	0,68	0,00	0,97
Sachsen	10	0,16	0,20	0,18	0,00	0,57
Sachsen-Anhalt	25	0,15	0,20	0,21	0,00	0,86
Schleswig-Holstein	-	-	-	-	-	-
Thüringen	35	0,16	0,11	0,17	0,00	0,60
Gesamt	221	0,10	0,16	0,20	0,00	0,97

Anhang 9: Entwicklung der Dachs-Geheckdichten in den sechs Großlandschaften von 2003 - 2008

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006	2007	2008
NO-Tiefland	Anzahl JB [N]	104	92	86	84	83	90
	Median	0,10	0,09	0,08	0,09	0,12	0,11
	arith. Mittel	0,15	0,14	0,14	0,16	0,17	0,17
NW-Tiefland	Anzahl JB [N]	76	38	100	86	77	62
	Median	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	arith. Mittel	0,05	0,09	0,06	0,05	0,07	0,07
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	42	25	47	35	22	23
	Median	0,15	0,18	0,21	0,30	0,24	0,24
	arith. Mittel	0,25	0,24	0,25	0,33	0,22	0,21
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	36	41	40	45	42	32
	Median	0,16	0,15	0,17	0,16	0,17	0,20
	arith. Mittel	0,24	0,22	0,23	0,22	0,21	0,23
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	59	50	66	77	54	14
	Median	0,27	0,00	0,09	0,14	0,09	0,19
	arith. Mittel	0,27	0,17	0,19	0,25	0,17	0,21
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	12	16	19	33	21	-
	Median	0,25	0,20	0,33	0,13	0,13	-
	arith. Mittel	0,29	0,25	0,31	0,26	0,22	-
Gesamt	Anzahl JB [N]	329	262	358	360	299	221
	Median	0,11	0,11	0,08	0,08	0,10	0,10
	arith. Mittel	0,18	0,17	0,16	0,19	0,16	0,16

Anhang 10: Entwicklung der JB mit Dachsvorkommen von 2003 - 2008 in den 2008 teilnehmenden Bundesländern

		2003	2004	2005	2006	2007	2008
Kein Vorkommen	Anzahl JB [N]	-	-	59	61	40	16
	%	-	-	19,4	22,3	16,7	7,2
Vorkommen, aber kein Wurfbau	Anzahl JB [N]	33	26	76	65	58	80
	%	11,1	13,2	25,0	24,7	24,3	36,2
Gehecke ermittelt	Anzahl JB [N]	164	119	169	148	141	125
	%	55,4	60,7	55,6	54,0	59,0	56,6
	N gesamt	296	196	304	274	239	221

Anhang 11: Entwicklung der Dachs-Geheckgrößen in den sechs Großlandschaften von 2003 - 2008

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006	2007	2008
NO-Tiefland	Anzahl Gehecke [N]	7	15	46	38	45	39
	Median	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
	arith. Mittel	3,29	3,20	2,93	2,95	2,91	2,97
NW-Tiefland	Anzahl Gehecke [N]	1	10	12	2	4	2
	Median	3,00	4,00	3,00	3,00	3,00	2,5
	arith. Mittel	3,00	3,20	2,92	3,00	2,50	2,5
W-Mittelgebirge	Anzahl Gehecke [N]	5	4	21	10	11	5
	Median	3,00	4,00	3,00	2,50	3,00	3,00
	arith. Mittel	3,00	4,00	3,00	3,30	2,73	2,80
O-Mittelgebirge	Anzahl Gehecke [N]	1	7	25	20	22	18
	Median	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
	arith. Mittel	3,00	3,14	2,76	2,80	2,91	2,89
SW-Mittelgebirge	Anzahl Gehecke [N]	6	6	16	20	29	12
	Median	3,00	2,00	3,00	3,00	3,00	2,5
	arith. Mittel	2,83	2,50	3,88	2,65	3,03	2,5
Alpenvorland	Anzahl Gehecke [N]	7	6	15	20	10	-
	Median	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	-
	arith. Mittel	3,14	2,83	3,00	3,35	3,20	-
Gesamt	Anzahl Gehecke [N]	27	48	135	110	121	76
	Median	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,0
	arith. Mittel	3,07	3,13	3,03	2,97	2,93	2,86

Anhang 12: Statistische Angaben zur Entwicklung der Paarbesätze der Aaskrähe in den JB der Bundesländer, Frühjahr 2003 - 2008

Bundesland	Jahr	Jagdbezirke	Paarbesatz [Paare/100 ha]				
		[N]	Median	arith. Mittel	SD	Min	Max
Brandenburg	2003	35	0,51	0,60	0,56	0,00	2,18
	2004	37	0,59	0,80	0,78	0,00	3,30
	2005	31	0,49	0,55	0,49	0,00	2,24
	2006	30	0,91	0,96	0,94	0,00	4,36
	2007	37	0,79	0,90	0,92	0,00	5,34
	2008	38	0,69	1,03	1,26	0,00	6,24
Bremen	2003	1	4,11	4,11		4,11	4,11
	2004	2	4,13	4,13	4,94	0,64	7,62
	2005	1	7,18	7,18		7,18	7,18
	2006	Keine Erfassung					
	2007	2	5,89	5,89	7,43	0,63	11,14
	2008	1	10,12	10,12		10,12	10,12
Mecklenburg-Vorpommern	2003	28	0,36	1,03	2,76	0,00	14,66
	2004	23	0,41	1,59	3,36	0,00	14,66
	2005	16	0,22	1,31	3,62	0,00	14,66
	2006	40	0,34	0,98	2,56	0,00	15,52
	2007	18	0,53	1,12	1,97	0,00	8,62
	2008	20	0,56	0,70	0,68	0,00	2,59

Bundesland	Jahr	Jagdbezirke	Paarbesatz [Paare/100 ha]				
		[N]	Median	arith. Mittel	SD	Min	Max
Niedersachsen	2003	42	1,91	1,95	1,10	0,42	4,32
	2004	55	1,64	2,09	1,41	0,33	7,49
	2005	54	1,54	1,81	1,15	0,14	5,70
	2006	56	1,62	1,80	1,06	0,25	5,86
	2007	47	1,59	1,86	1,20	0,25	5,00
	2008	43	1,65	1,91	1,07	0,33	4,88
Nordrhein-Westfalen	2003	59	2,17	3,54	4,64	0,00	29,05
	2004	Keine Erfassung					
	2005	67	2,51	3,60	5,50	0,00	42,38
	2006	51	2,40	3,97	5,08	0,33	30,95
	2007	45	3,10	3,74	4,08	0,00	26,67
	2008	36	3,09	4,12	5,39	0,00	27,24
Sachsen	2003	23	0,89	1,06	1,06	0,00	4,30
	2004	12	1,47	1,67	1,63	0,00	5,88
	2005	14	0,77	1,45	1,95	0,00	6,64
	2006	12	1,10	1,25	1,35	0,00	4,84
	2007	12	0,33	0,57	0,70	0,00	2,31
	2008	15	0,41	1,00	1,06	0,00	3,73
Sachsen-Anhalt	2003	21	0,64	0,78	0,52	0,00	2,06
	2004	30	0,77	0,90	0,82	0,00	3,66
	2005	26	0,83	1,01	0,98	0,00	4,35
	2006	23	1,03	1,14	1,00	0,00	4,12
	2007	27	0,88	1,15	1,10	0,00	3,73
	2008	26	0,97	1,28	1,24	0,00	4,69
Thüringen	2003	28	0,64	0,68	0,47	0,00	1,57
	2004	37	0,96	1,19	1,13	0,00	5,00
	2005	40	0,96	1,32	1,26	0,00	5,16
	2006	38	1,05	1,11	0,73	0,00	2,88
	2007	37	1,16	1,24	0,89	0,00	3,12
	2008	36	1,14	1,26	0,83	0,00	3,39

Anhang 13: Mittlere Paardichte der Aaskrähe [Paare/100 ha] in den Referenzgebieten des WILD, 2003 - 2008

Jahr	Jagdbezirke	Paarbesatz [Paare/100 ha]				
	[N]	Median	arith. Mittel	SD	Min	Max
2003	254	1,0	1,8	2,76	,0	29,1
2004	201	1,1	1,5	1,73	,0	14,7
2005	254	1,1	2,0	3,32	,0	42,4
2006	252	1,2	1,9	2,92	,0	31,0
2007	226	1,1	1,8	2,41	,0	26,7
2008	215	1,2	1,8	2,69	,0	27,2

Anhang 14: Statistische Angaben zur Paardichte des Rebhuhns in den Bundesländern, 2003 - 2008

Bundesland	Jahr	Methode	Gem.	Offenland	Paardichte je 100 ha Offenland				
			[n]	[ha]	Median	arith. Mittel	STD	Min	Max
Baden-Württemberg	2003	RG	10	4.970,00	0,00	0,31	0,49	0,00	1,38
	2004	RG	9	3.941,10	0,00	0,53	1,00	0,00	2,90
	2005	RG	10	5.260,65	0,15	0,41	0,89	0,00	2,90
	2006	RG+FE	981	1.033.869,65	0,00	0,17	0,44	0,00	4,44
	2007	RG	7	4.387,75	0,29	0,91	1,11	0,00	2,67
	2008	RG	7	3.507,00	0,00	0,68	1,04	0,00	2,42
Berlin	2003	RG	2	905,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2004	RG	2	905,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2005	RG	2	905,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2006	RG+FE	2	1.482,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2007	RG	2	905,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2008	RG	1	860,00	0,00	0,00	,	0,00	0,00
Brandenburg	2003	RG	33	27.592,86	0,00	0,40	1,05	0,00	5,17
	2004	RG	36	30.203,35	0,00	0,29	0,56	0,00	2,59
	2005	RG	31	26.249,23	0,00	0,30	0,94	0,00	5,12
	2006	RG+FE	1192	1.146.298,58	0,00	0,17	0,41	0,00	4,87
	2007	RG	30	23.599,19	0,00	0,33	0,55	0,00	2,53
	2008	RG	30	26.332,63	0,00	0,47	0,92	0,00	3,42
Bremen	2003	FE	2	12.038,50	0,55	0,55	0,08	0,49	0,60
	2004	FE	2	12.458,00	0,54	0,54	0,15	0,43	0,64
	2005	FE	1	8.411,00	0,59	0,59	,	0,59	0,59
	2006	FE	2	10.395,00	0,28	0,28	0,06	0,23	0,32
	2007	FE	2	11.043,00	0,50	0,50	0,32	0,27	0,72
	2008	FE	2	10.898,00	0,51	0,51	0,18	0,38	0,64
Hessen	2003	FE	116	97.361,08	1,18	1,42	1,07	0,16	7,06
	2004	FE	129	125.357,38	0,89	1,21	1,50	0,00	11,88
	2005	FE	139	144.920,62	0,85	1,26	1,68	0,00	11,88
	2006	FE	240	618.528,88	0,43	0,90	1,19	0,00	5,52
	2007	RG	4	7.142,00	2,04	1,73	1,21	0,00	2,82
	2008	Keine Erfassung							
Mecklenburg-Vorpommern	2003	FE	647	865.016,19	0,00	0,11	0,32	0,00	5,56
	2004	RG	24	19.819,82	0,00	0,23	0,62	0,00	3,03
	2005	FE	565	645.797,08	0,00	0,12	0,27	0,00	1,92
	2006	FE	570	615.359,43	0,00	0,18	0,33	0,00	3,12
	2007	RG	17	15.236,50	0,14	0,46	0,73	0,00	2,60
	2008	RG	18	17.182,44	0,39	0,58	0,67	0,00	2,60
Niedersachsen	2003	FE	438	2.784.613,86	0,85	0,93	0,77	0,00	4,39
	2004	FE	440	2.799.400,17	0,81	0,90	0,75	0,00	4,90
	2005	FE	426	2.788.294,85	0,92	0,98	0,76	0,00	5,00
	2006	FE	436	2.766.016,45	0,94	0,96	0,76	0,00	5,35
	2007	FE	442	2.813.369,20	0,75	0,81	0,66	0,00	4,12
	2008	FE	436	2.802.878,38	0,77	0,81	0,64	0,00	3,36

Bundesland	Jahr	Methode	Gem.	Offenland	Paardichte je 100 ha Offenland					
			[n]	[ha]	Median	arith. Mittel	STD	Min	Max	
Nordrhein-Westfalen	2003	FE	169	590.978,00	2,00	2,18	1,63	0,00	13,00	
	2004	FE	179	590.729,00	1,91	2,10	1,28	0,00	7,30	
	2005	FE	168	575.750,00	2,10	2,40	1,59	0,00	8,70	
	2006	FE	181	598.072,00	2,00	2,47	1,79	0,00	9,00	
	2007	FE	186	636.569,00	1,90	2,35	1,67	0,00	10,00	
	2008	FE	183	624.964,00	1,80	2,28	1,66	0,00	9,30	
Rheinland-Pfalz	2003									
	2004	RG	20	10.309,59	1,16	1,79	2,02	0,00	7,18	
	2005	RG	16	7.066,55	1,15	2,35	2,54	0,00	7,71	
	2006	RG+FE	778	280.410,07	0,17	0,91	1,76	0,00	20,51	
	2007	Keine Erfassung								
	2008	Keine Erfassung								
Saarland	2003	FE	36	50.924,32	0,74	0,71	0,56	0,00	2,55	
	2004	FE	40	50.643,74	0,75	0,80	0,66	0,00	2,43	
	2005	FE	43	57.501,42	0,53	0,61	0,62	0,00	2,54	
	2006	FE	41	43.413,72	0,45	0,56	0,58	0,00	2,05	
	2007	FE	37	32.467,44	0,44	0,48	0,49	0,00	2,24	
	2008	Keine Erfassung								
Sachsen	2003	RG	11	8.242,51	0,00	0,07	0,19	0,00	0,63	
	2004	RG	22	17.933,43	0,00	0,18	0,36	0,00	1,43	
	2005	RG	15	12.647,02	0,00	0,20	0,49	0,00	1,74	
	2006	RG+FE	383	425.753,45	0,00	0,10	0,32	0,00	3,88	
	2007	RG	14	12.161,02	0,00	0,12	0,26	0,00	0,84	
	2008	RG	13	9.240,22	0,00	0,04	0,14	0,00	0,50	
Sachsen-Anhalt	2003	RG	18	22.106,30	0,35	0,34	0,34	0,00	1,00	
	2004	FE	983	898.352,29	0,00	0,28	1,91	0,00	58,82	
	2005	FE	951	832.731,83	0,00	0,33	1,22	0,00	30,77	
	2006	FE	926	833.608,21	0,00	0,31	0,55	0,00	6,84	
	2007	FE	956	844.274,51	0,00	0,27	0,44	0,00	3,70	
	2008	FE	994	877.067,37	0,00	0,26	0,61	0,00	15,38	
Thüringen	2003	FE	935	716.576,38	0,00	0,29	0,47	0,00	2,95	
	2004	FE	951	795.272,83	0,00	0,25	0,44	0,00	2,96	
	2005	FE	948	809.402,85	0,00	0,31	0,54	0,00	3,65	
	2006	FE	958	808.367,81	0,00	0,28	0,50	0,00	3,24	
	2007	FE	975	824.704,40	0,00	0,25	0,47	0,00	3,28	
	2008	FE	968	818.065,60	0,00	0,29	0,86	0,00	21,62	

Anhang 15: Statistische Angaben zur Paardichte des Rebhuhns in den Großlandschaften NW-Tiefland und O-Mittelgebirge, 2003 - 2008

Großlandschaft	Jahr	Gem.	Dichte [Individuen/100 ha Offenlandfläche](a)				
		[n]	Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
NW-Tiefland	2003	488	1,1	1,4	1,2	0,0	13,0
	2004	578	1,1	1,3	1,1	0,0	7,3
	2005	563	1,1	1,4	1,2	0,0	8,7
	2006	577	1,1	1,4	1,3	0,0	9,0
	2007	578	1,0	1,3	1,3	0,0	10,0
	2008	577	1,0	1,2	1,2	0,0	9,3
O-Mittelgebirge	2003	725	0,0	0,3	0,5	0,0	3,0
	2004	813	0,0	0,3	0,4	0,0	3,0
	2005	807	0,0	0,3	0,6	0,0	3,7
	2006	992	0,0	0,3	0,5	0,0	3,2
	2007	812	0,0	0,3	0,5	0,0	3,3
	2008	825	0,0	0,5	5,0	0,0	100,0

Anhang 16: Wildarten, für die im Rahmen des WILD die Jagdstrecken der Jagdjahre 2001/02 - 2007/08 auf Kreisebene zusammengestellt wurden.

Schalenwild	Niederwild
Rotwild	Feldhase
Damwild	Wildkaninchen
Sikawild	Rebhuhn
Rehwild	Fasan
Muffelwild	Wildtauben*
Schwarzwild	Wildenten*
	Gänse*
	Waldschnepfe
	Aaskrähe
	Baum- und Steinmarder*
	Fuchs
	Dachs
	Marderhund
	Waschbär

* soweit vorhanden artenscharf

Anhang 17: Adressen der für die Jagdstrecken zuständigen Behörden und Institutionen der Bundesländer

Bundesland	Behörde
Baden-Württemberg	Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, 88326 Aulendorf
Bayern	Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, Oberste Jagdbehörde, 80539 München
Berlin	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Abt. I, 10179 Berlin-Mitte
Brandenburg	Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt- und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Abt. 2 - Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft, 14473 Potsdam
Bremen	Stadttjägermeister Bremen, Landesjägerschaft Bremen e. V., 28209 Bremen
Hamburg	Behörde für Wirtschaft und Arbeit der Stadt Hamburg, Oberste Jagdbehörde, 20459 Hamburg
Hessen	Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Oberste Jagdbehörde, 65189 Wiesbaden, im Benehmen mit den Regierungspräsidien
Mecklenburg-Vorpommern	Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Oberste Jagdbehörde, 19048 Schwerin
Niedersachsen	Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, 30169 Hannover, Landesjagdberichte Niedersachsen
Nordrhein-Westfalen	Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Obere Jagdbehörde, 40476 Düsseldorf
Rheinland-Pfalz	Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd, Zentralstelle der Forstverwaltung, Oberste Jagdbehörde, 67433 Neustadt/Weinstraße
Saarland	Ministerium für Umwelt des Saarlandes, Oberste Jagdbehörde, 66117 Saarbrücken
Sachsen	Staatsbetrieb Sachsenforst, 01796 Pirna OT Graupa
Sachsen-Anhalt	Landesverwaltungsamt, Forst- und Jagdhoheit, 06114 Halle/Saale
Schleswig-Holstein	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume; Abteilung Naturschutz, Forstwirtschaft, Jagd; 24106 Kiel
Thüringen	Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz, 99096 Erfurt

Anhang 18: Besonderheiten der Datengrundlage der Jagdstrecke in den einzelnen Bundesländern

Bundesland	Jagdjahre	UJB	Bemerkung
Baden-Württemberg	2001/02 - 2007/08	Kreis	
Bayern	2001/02 - 2006/07	Kreis	
Berlin	2001/02 - 2006/07	Kreis	Keine Lieferung der Abschusszahlen seitens der Behörde, Zahlen wurden dem DJV-Handbuch entnommen
Brandenburg	2001/02 - 2006/07	Kreis	
Bremen	2001/02 - 2007/08	Kreis	Datenlieferung ohne Stadtteil Bremerhaven, vorhandene Daten diese Stadtteils basieren aus der Differenz zwischen Daten des Stadtteils Bremen und den Angaben des Bundeslandes im DJV-Handbuch
Hamburg	2001/02 - 2007/08	Kreis	
Hessen	2001/02 - 2007/08	Kreis	Daten ohne die Jagdstrecken der Wildschutzgebiete Reinhardswald, Kellerwald - Edersee und Kranichstein
Mecklenburg-Vorpommern	2001/02 - 2007/08	Kreis	
Niedersachsen	2004/05 - 2007/08	Kreis	Daten den Landesjagdberichten Niedersachsens entnommen Abschusszahlen der Stadt Hannover sind ab dem JJ 2005/06 in der Region Hannover enthalten
Nordrhein-Westfalen	2001/02 - 2007/08	Kreis	
Rheinland-Pfalz	2001/02 - 2007/08	Kreis	Abschusszahlen der Stadt Kaiserslautern sind im Landkreis Kaiserslautern enthalten
Saarland	2001/02 - 2007/08	Kreis und Forstämter getrennt	Aufgliederung der Abschusszahlen der Staatlichen Verwaltungsjagdbezirke in Absprache mit der zuständigen Behörde
Sachsen	2001/02 - 2007/08	Kreis und Forstämter getrennt	Daten der Kreise ohne Verwaltungsjagdbezirke Rotwild: Zuordnung der Abschusszahlen der Verwaltungsjagdbezirke des JJ 2007/08 durch zuständige Behörde zu den Kreisen, Zuordnung beinhaltet nicht die Stücke, die außerhalb der Bewirtschaftungsbezirke erlegt wurden.
Sachsen-Anhalt	2006/07	Kreis und Forstämter getrennt	Abschusszahlen der Verwaltungsjagdbezirke durch zuständige Behörde den Kreisen zugeordnet
Schleswig-Holstein	2001/02 - 2007/08	Kreis	
Thüringen	2001/02 - 2007/08	Kreis und Forstämter getrennt	Daten der Kreise ohne Verwaltungsjagdbezirke Abschusszahlen der Verwaltungsjagdbezirke für Rot- und Rehwild des JJ 2007/08 durch zuständige Behörde den Kreisen zugeordnet; Stadt Eisenach ist Wartburgkreis zugeordnet



Stiftung natur + mensch - Stiftung der Jäger

Vom Deutschen Jagdschutz-Verband gegründet, repräsentiert die Stiftung natur+mensch in besonderer Weise das gesellschaftliche Engagement der Jägerschaft, die sich vielfach in die Projekte der Stiftung einbringt und Beiträge zur Finanzierung leistet.

Die Stiftung ist getragen von dem Grundgedanken, dass Naturschutz und Naturnutzung nicht isoliert betrachtet werden dürfen. Angesichts knapper werdender Ressourcen kann ein Naturschutz, der die Nutzung aus der Betrachtung ausklammert, nur sehr begrenzt Wirkungen entfalten. Andererseits wird es eine lebenswerte Zukunft für kommende Generationen nur geben, wenn der Raubbau an der Natur eingeschränkt und Naturnutzung unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit betrachtet wird.

Wertvoller denn je erscheint heute die vorurteilsfreie Besinnung auf die langjährigen Erfahrungen aus traditioneller, ethisch hoch entwickelter nachhaltiger Naturnutzung wie der Jagd. Die Stiftung hat es sich zur Aufgabe gemacht, diese Erfahrung durch speziell entwickelte Projekte gesellschaftlich geltend zu machen.

Die Stiftung natur+mensch entwickelt ihre Projekte im Dialog mit der Jägerschaft und anderen Naturnutzergruppen. Darin sieht sie ihre Stärke. Hoher praktischer Nutzen für Mensch und Natur kann so gewährleistet werden.

Forschungsprojekt „Wild + Biologische Vielfalt“

Wenn es um den Artenreichtum in deutschen Wäldern geht, stehen in Deutschland nach wie vor die großen Wildtiere am Pranger: „Hohe Wildbestände sind das größte Hindernis bei der Erhaltung der biologischen Vielfalt im Wald“ ist etwa in einer Schrift des Landesbetriebs Wald und Holz NRW vom April 2008 zu lesen. Viele Hinweise sprechen jedoch dafür, dass großen Wildtieren zugleich eine wichtige Funktion für den Erhalt der Artenvielfalt zukommt. Sind also die Wildbestände in Deutschland zu hoch oder zu niedrig?

Im Frühjahr 2008 startete das Stiftungsprojekt „Wild + Biologische Vielfalt“ mit einer Vorstudie, die nun vorliegt. Voneinander unabhängige Forschungsergebnisse und Beobachtungen zum Thema wurden in einer Datenbank gesammelt. Zahlreiche Wildkenner steuerten ihr Wissen und ihre Anregungen bei. Schon jetzt bestätigt sich:

- Die Bedeutung von frei lebendem, mobilem Wild für die biologische Vielfalt ist unterschätzt. Gemeint sind Vorkommen von Hirsch, Reh oder Wildschwein, die in ihrer Bewegungsfreiheit nicht zu sehr durch Verkehrsbarrieren oder administrative Verordnungen eingeschränkt sind.
- Zumindest lokal sind höhere Wildtierdichten erforderlich und dennoch könnte der Einfluss auf die Holzproduktion so gering gehalten werden, dass wirtschaftliche Schadschwellen nicht überschritten werden.
- Die bisherigen Untersuchungen und besonders die daraus abgeleiteten Empfehlungen zur Problematik „Wald, Wild und Biologische Vielfalt“ sind in hohem Maß widersprüchlich, sie basieren oft auf einseitigen Fragestellungen oder Interessen und sind Resultat ungenügender Daten.

- Eine objektive, auf fundierten landschaftsökologischen Daten beruhende Gesamtanalyse ist notwendig, um einen Perspektivwechsel oder neue Perspektiven überhaupt zu ermöglichen.

Es wird sich lohnen, die Hypothese weiter zu prüfen, dass Wild eine zentrale Rolle im Landschaftshaushalt spielt und dementsprechend im Naturschutz sowie in der Forst- und Verkehrsplanung besser als bisher berücksichtigt und neu bewertet werden muss.



Wildtierdichten müssen auf der Grundlage neuer Informationen ganz neu bewertet und diskutiert werden.

Untersuchung zum Rückgang der Fasanenbestände

Im Herbst 2008 meldeten Jäger aus Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Bayern einen zum Teil drastischen Rückgang des Fasanenbesatzes. Die Stiftung reagierte schnell und leitete eine Untersuchung ein.



Schnell reagiert aufgrund der Nähe zur Jägerschaft: Untersuchung zum Rückgang der Fasanenpopulationen.

Das Phänomen des Fasanenrückgangs trat regional ungleichmäßig verteilt auf. Verendete Tiere wurden nicht aufgefunden, so dass die Ursachen ziemlich sicher im Zeitraum von Brut und Aufzucht zu suchen sind. Ein offensichtlicher Grund für das Ausbleiben der Fasane war nicht erkennbar. Folgende Ursachen werden diskutiert: Witterung, Veränderungen im Prädationsgeschehen, Veränderungen der Landschaft, direkter oder indirekter Einfluss der Agrochemie.

Eine Aufklärung der Ursachen für die Bestandseinbrüche ist von großem Interesse, da der Fasan als Indikator für die Entwicklung bei den Bodenbrütern allgemein gelten kann. In enger Zusammenarbeit mit der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung NRW, der Wildforschungsstelle Baden-Württemberg und dem Institut für Wildtierforschung der Tierärztlichen Hochschule Hannover sind Informationen von Jägern und Landwirten gesammelt worden. Um zu einer Erklärung über den Fasanenrückgang zu kommen und mit geeigneten Maßnahmen gegebenenfalls gegensteuern zu können, müssen die Informationen jetzt mit weiteren (z.B. meteorologischen) Daten ergänzt und korreliert, ausgewertet und interpretiert werden.

Lernort-Natur-Koffer

Mit dem Projekt „Lernort-Natur-Koffer“ unterstützt die Stiftung Grundschullehrerinnen und -lehrer dabei, Kinder wieder näher an die Natur heranzuführen. Denn nur wer die Natur als Kind lieben gelernt hat, wird auch bereit sein, sich später für ihren Schutz einzusetzen.

Im Jahr 2008 ist das Projekt kräftig vorangekommen. 400 Koffer wurden verteilt, so dass Ende 2008 insgesamt bereits weit über 800 Schulen am Projekt beteiligt sind. In einigen Bundesländern ist der Lernort-Natur-Koffer inzwischen zum Gesprächsthema in den örtlichen Jägerschaften und Hegeringen geworden. Auch einige größere Unternehmen haben das Projekt deutlich vorangebracht, indem sie gleich mehreren Grundschulen die Projektteilnahme ermöglichten. Im Einzelfall wurden sogar die Grundschulen eines ganzen Landkreises ausgestattet.

Eine Grundlage für den Erfolg des Projektes ist die eintägige Einführungsschulung, zu der je eine Lehrkraft aus jeder teilnehmenden Schule eingeladen wird. Die Qualität der Lehrerfortbildungen haben unter anderem die Schulministerien in Rheinland-Pfalz und Hessen bestätigt, die die Schulungen als offizielle Lehrerfortbildungen anerkannt haben.

Die Stiftung natur+mensch finanziert ihre Vorhaben aus Spenden. Bitte helfen auch Sie!

Spendenkonto: 800 800
Bank für Sozialwirtschaft, Köln (BLZ 370 205 00)

Stiftung natur+mensch
Niebuhrstraße 16c, 53113 Bonn

Tel.: 0228 949 06 60
Fax: 0228 949 06 63
info@stiftung-natur-mensch.de
www.stiftung-natur-mensch.de