

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/282658063>

Schwarzwild-Management in Niedersachsen – Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen sowie Meinungsbild der Jä...

Technical Report · April 2014

DOI: 10.13140/RG.2.1.1957.4489

CITATIONS

5

READS

1,815

8 authors, including:



Oliver Keuling

University of Veterinary Medicine Hannover

92 PUBLICATIONS 874 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Friederike Gethöffer

University of Veterinary Medicine Hannover

13 PUBLICATIONS 171 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Magali Frauendorf

Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW)

14 PUBLICATIONS 56 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Schwarzwild-Management in Niedersachsen - Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. [View project](#)



Characterization of "atypical porcine pestivirus" (APPV) [View project](#)

Sachbericht

Schwarzwild-Management in Niedersachsen

Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement.¹

Abschlussbericht 2011-13

April 2014



INSTITUT FÜR TERRESTRICHE UND AQUATISCHE WILDTIERFORSCHUNG
STIFTUNG TIERÄRZTLICHE HOCHSCHULE HANNOVER

¹gefördert aus Jagdabgabemitteln des Landes Niedersachsen

Zitiervorschlag:

KEULING O, GETHÖFFER F, HERBST C, FRAUENDORF M, NIEBUHR A, BRÜN J, MÜLLER B, SIEBERT U (2014): Schwarzwild-Management in Niedersachsen – Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. Abschlussbericht 2011-13 an das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover - Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung. 163 S.

Molekulargenetische Untersuchungen in Kooperation mit dem
Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie,
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
Wiss. Leitung: Dr. Jörg Brün, Wiss. Bearbeitung: Björn Müller

Danksagung

Wir bedanken uns ganz herzlich bei allen beteiligten Jägern für Ihre Mitarbeit und Kooperation in allen Projektgebieten.

Ganz besonders bedanken möchten wir uns bei den Mitarbeitern des Forstamtes Harsefeld sowie bei den Jägerschaften Osterholz und Bremervörde für die Bereitstellung der Untersuchungsgebiete und die hervorragende Mitarbeit bei allen Projektfragestellungen. Hervorheben wollen wir hier Jonny Willen und Jens Reimers.

Den Mitarbeitern der Forstämter Oerrel, Unterlüß und Wolfenbüttel sowie der Forstverwaltung Graf von der Schulenburg sei hier ganz besonders für die Mithilfe bei den Reproduktionsuntersuchungen gedankt.

Wir danken unseren Abschlusskandidaten Hendrik Ahlers, Oliver Burs, Andreas Daim, Johannes Valentino Dax, Nikolai Eversmann, Lisa Giese, Christian Glensk, Lara Hauke, Anne Jaraus, Susanne Krüger, Christiane Passon, Henrik Reinke, Marie Danièle Sange sowie den vielen Hilfskräften und Praktikanten für Ihre tatkräftige Mitarbeit. Besonderer Dank gilt auch Carlos Henrique Salvador de Oliveira und José Guerrero Casado für ihre Unterstützung.

Für Ideenaustausch und Diskussionen danken wir den Kollegen im In- und Ausland (wild_boar@yahoogroups.com, International Symposium on Wild Boar, European Wildlife Network <http://europeanwildlife.net/group/wild-boar>). Besonderer Dank gilt hier Dr. Ulf Hohmann für die regelmäßigen Diskussionen mit oft auch widersprüchlichen Meinungen zum Management in Deutschland.

Der Landesjägerschaft Niedersachsen (LJN) e.V. sei gedankt für die Möglichkeit die Umfragen in der WTE zu machen und diese Daten für dieses Projekt verwenden zu dürfen.

Zusammenfassung

Das Schwarzwild breitet sich weiterhin aus und besiedelt nun auch die Agrarlandschaften. Es ist zu erwarten, dass die Schwarzwildstrecken, gefördert durch Landschafts- und Klimaveränderungen, mittelfristig weiter steigen und somit auch die Bejagung als unzureichend erscheint. Aus ökologischen und ökonomischen Gründen ist ein fundiertes jagdliches „Management“ zur Regulation oder gar Reduktion der Schwarzwildbestände unabdingbar. Insbesondere nach Auftreten der ASP innerhalb der EU und der drohenden Gefahr eines erneuten Ausbruches der KSP bekommen diese Forderungen enormes Gewicht.

Im Rahmen des dreijährigen Projektes „Schwarzwild – Management in Niedersachsen“ wurden in drei verschiedenen Teilen Niedersachsens (Ostniedersachsen, Süddoldenburg und Bremervörde) sich des Problems mit verschiedenen Fragestellungen angenommen. Es ist dringend erforderlich, genauere Kenntnisse zu Populationsdichten, Vorkommen und allgemeiner Wildbiologie dieser Spezies zu erlangen. Über Radiotelemetrie wurde Raum- und Habitatnutzung in einer agrardominierten Region mit im Aufbau begriffener Schwarzwildpopulation untersucht. Die durchschnittliche Streifgebietsgröße von Rotten betrug 700 ha, wobei im Schnitt 6 Reviere vom Streifgebiet erfasst wurden. Diese Streifgebietsgrößen liegen im Vergleich zu anderen Gebieten mit Schwarzwildvorkommen im oberen, mittleren Bereich. Klar zutage trat aber eine saisonale Verschiebung der Streifgebiete von den Wäldern in die Felder. Der Wald spielt dabei ganzjährig eine wichtige Rolle, die in den Sommermonaten aber zurücktritt. Die für das Schwarzwild so wichtige Deckung wird in den Sommermonaten durch den Mais auch auf ansonsten freier Fläche gegeben. Die in Deutschland immer wieder diskutierte Rolle der Leitbache konnte aus praktischen und technischen Gründen nicht weiter erforscht werden. In einer Literaturstudie zeigte sich jedoch, dass die Leitbache für die Bejagung nicht von ausschlaggebender Bedeutung zu sein scheint.

Um Voraussagen treffen zu können und damit die Möglichkeit zu schaffen, vorzeitig Eingreifen oder potentielle Gefahren (Krankheitsübertragung) erkennen zu können, wurde ein Habitatnutzungsmodell erarbeitet. Es wurden verschiedene Habitatvariablen berechnet und auf Gemeindeebene übertragen. Zu einem aufbauend auf die Jagdstrecke und zum anderen auf Telemetriedaten, wurde die Habitateignung für Schwarzwild in Niedersachsen abgebildet. So zeigt die Habitateignung, dass insgesamt der Südosten Niedersachsens, mit Ausnahme der Landkreise Braunschweig, Hannover, Salzgitter und Wolfenbüttel, geeigneter als der Nordwesten ist. Es zeigten sich so auch potentielle Ausbreitungswege des Schwarzwildes und damit insbesondere auch von Krankheiten wie der KSP und aktuell auch der ASP. In Südost-Niedersachsen weisen sieben Landkreise mehr als 75% sehr gut oder gut bewertete Flächen auf. Erstaunlicherweise sind dieses nicht unbedingt die Landkreise die derzeit

die höchsten Jagdstreckendichten haben. Somit ist in weiten Teilen Niedersachsens noch ein deutlicher Anstieg der Schwarzwildbestände zu erwarten.

Um eine Wildart managen zu können, sind möglichst genaue Angaben über die Bestandsgröße, d.h. über Frühjahrsbestand, Reproduktionsraten, abzuschöpfendem Zuwachs sowie Bejagungseffizienz essentiell. Verlässliche Daten über die Dichten des Schwarzwildes liegen bisher jedoch nicht vor. Zwei Ansätze zur Dichtebestimmung des Schwarzwildes wurden ausgearbeitet. Mit dem Random Encounter Model (REM), lassen sich mithilfe von Wildkameras, die Bestände erfolgreich einschätzen. Diese Methode sollte zukünftig weiter ausgebaut werden und es sollte sowohl die Habitatnutzung, wie auch das tendenzielle Ansteigen der Population stärker mit einbezogen werden. Das Distance Sampling (Ansitzzählung) ist zwar eine kostengünstige Methode der Bestandserhebung, weist für Schwarzwild aber einige Lücken auf, die beim Anwenden der Methode beachtet werden müssen. Die Umsetzung einer flächendeckenden Dichteberechnung scheint durchaus möglich. Jedoch muss die Dichte innerhalb einer Bejagungsgemeinschaft (Hegering, Hegegemeinschaft etc.) auf der ganzen Fläche bekannt sein, um zu einer Effizienzkontrolle zu kommen.

Um die Reproduktionsraten und damit letztendlich den abzuschöpfenden Zuwachs, aber auch eine Kontrolle der Bejagungseffizienz zu erhalten, wurde im weiteren verschiedenen Probenentnahmen bei erlegtem Schwarzwild, mit einhergehender Altersbestimmung über die drei Untersuchungsgebieten durchgeführt. Über die Entnahme der Trachten bei weiblichen und Keilerhoden bei männlichem Wild, sowie Muskelgewebe von allen erlegten Stücken, konnten neue Erkenntnisse über Rauschettermine, Fetenanzahl und deren Geschlechterverhältnis, Beginn der Geschlechtsreife bei Frischlingen und damit letztendlich das Reproduktionspotential der Schwarzwildpopulation gewonnen werden. So ist gesichert, dass Frischlingsbachen mit 8 Monaten zu knapp 75% sowie Frischlingskeiler zwischen 7 und 11 Monaten geschlechtsreif sind. Bei beiden Geschlechtern ist die Geschlechtsreife stark mit dem Körpergewicht, also dem Ernährungszustand der Tiere korreliert. Die Untersuchungen zeigen, dass das Reproduktionspotential stabil bei 240% liegt. Eine ganzjährige Studie müsste aber klären, wie die tatsächliche Vermehrungsrate von Frischlingen, der damit abschöpfbare Zuwachs und die Fortpflanzungssaisonalität der Altersklassen ist. Über die Kooperation mit der Universität Bonn, konnte erstmals für Deutschland multiple Vaterschaft beim Schwarzwild festgestellt werden. Auch zeigte sich, dass das Geschlechterverhältnis sich über molekulargenetischen Methoden genauer bestimmen lässt, als visuell. Bei ausreichend hohen Probenvolumen kann eine zuverlässige Abschätzung der aktuellen Populationsdichten durchgeführt werden.

Des Weiteren wurden Kartierungen von Schwarzwildschäden per Ablaufen der Flächen, aber auch per Kite Aerial Photography (KAP) erhoben. So konnten wichtige Faktoren (z.B.: Nähe zu Deckungsstrukturen) definiert werden, die bei der Bejagung mit einbezogen wer-

den sollte. Vor allem die Methode der Kite Aerial Photography (KAP) wurde hier getestet, da bisher keine einheitliche Erfassung von Wildschäden existiert. Hierbei zeigte sich, dass diese Methode ein paar Schwachpunkte hat, da sie sehr von den örtlichen Windverhältnisse abhängig ist und die Kosten im Vergleich zu den erhobenen Schadenssummen nicht in Relation steht.

Ein weiterer sehr wichtiger Punkt bei der Betrachtung des Managements einer Art ist neben dem Aspekt der Wildbiologie, der betroffenen Personenkreis. Die bereits langjährig durchgeführten Umfragen in der WTE der LjN, geben einen guten Einblick in das Meinungsbild der Jäger. Hier zeigt sich die Unkenntnis dessen, was bei der Schwarzwildbejagung eigentlich tatsächlich passiert. Bei der Betrachtung der Frage, wie viel Prozent des Schwarzwildbestandes denn wirklich abgeschöpft wurden, konnte kaum eine Antwort gegeben werden. Betrachtet man aber die schwankenden Jagdstrecken im 10-jährigen Mittel, so steigen die Strecken in den niedersächsischen Landkreisen an.

Hohe Populationsdichten und hohe Vermehrungsraten erfordern hohe Jagdstrecken. Die anpassungsfähigen Wildschweine sind eindeutige Gewinner in unserer Kulturlandschaft. Sie erschließen sich zunehmend neue Lebensräume. In Niedersachsen dehnen die Wildschweine ihren Lebensraum zunehmend in die westlichen Landkreise aus. Sie sind zunehmend auch verstärkt in Siedlungsbereichen zu beobachten. Die enormen Streckensteigerung, insbesondere ab den 1990er Jahren und dem damit begründbaren Populationsanstieg, liegt zweifelsohne eine anhaltend hohe Vermehrungsrate des Schwarzwildes zugrunde. In den drei vergangenen Jagdjahren wurden in Niedersachsen sehr hohe Jagdstrecken erzielt. Bei gleichzeitiger Ausbreitung kann davon ausgegangen werden, dass auch in Zukunft neue Streckenrekorde erfolgen. So ist der Landkreis Wesermarsch der einzige Landkreis, in dem bisher noch gar kein Schwarzwild erlegt wurde. Es ist jedoch nur noch eine Frage der Zeit, bis wann auch die letzten Vorkommenslücken weitgehend geschlossen werden. Auch wenn das Hauptaugenmerk auf der Frischlingsbejagung liegen sollte, so muss doch 80% des Jahreszuwachses erlegt werden. So sollte die jagdlich praktizierte Schonung der Leitbächen nicht zur Schonung von nachrangigen Bächen führen. Gerade auf Einzeljagd sollte aufgrund der Tatsache, dass meist nur ein Stück erlegt werden kann, mit Hinblick auf einen regulativen Eingriff, ein Stück mit der potentielle höchsten Lebensreproduktionserwartung erlegt werden (Bächen 2-3 Jahren). Die Jagdstrecken in der Jägerschaft Bremervörde (Landkreis ROW) entsprechen den Zielvorgaben des Lüneburger Modells sehr gut. Eine der wesentlichen Ursachen hierfür dürfte sein, dass schon seit Jahren im Herbst, insbesondere zur Zeit der Maisernte, gemeinschaftliche Ansitz-Anrühr-Jagden auf Hegeringebene durchgeführt werden, so dass der Hauptteil der Strecke auf diesen weiträumigen Jagden erlegt wird. Dies könnte sich evtl. auch für andere Bereiche als geeignet erweisen. Ein wichtiger Baustein der Bejagung könnte damit auch eine großzügigere Freigabe aller Altersklassen bei Drückjagden sein.

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG.....	1
INHALTSVERZEICHNIS	5
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	8
TABELLENVERZEICHNIS.....	12
1. EINLEITUNG.....	13
BESTANDSDICHTE.....	14
RADIOTELEMETRIE: BEWEGUNGSMUSTER, HABITATNUTZUNG UND ROLLE DER LEITBACHE	15
ERSTELLUNG EINES HABITATEIGNUNGSMODELLS.....	16
REPRODUKTION	17
WILDSCHÄDEN	18
GENETISCHE UNTERSUCHUNGEN	19
2. PROJEKTGEBIETE	22
3. BESTANDSDICHTESCHÄTZUNG	24
METHODEN.....	24
RANDOM ENCOUNTER MODEL, DICHTESCHÄTZUNG MITTELS FOTOFALLEN.....	24
ANSITZZÄHLUNG	27
ERGEBNISSE	29
REM-METHODE	29
ANSITZZÄHLUNG	33
DISKUSSION DER EIGNUNG DER BESTANDSERMITTLUNGSMETHODEN.....	34
4. RADIOTELEMETRIE.....	36
METHODEN.....	36
FANG UND MARKIERUNG	36
RADIOTELEMETRIE	38
ERGEBNISSE UND DISKUSSION	40
FANGERGEBNISSE.....	40
RAUMNUTZUNG.....	43
HABITATNUTZUNG	49
ERLEGUNGSENTFERNUNGEN	61
5. DIE BEDEUTUNG DER LEITBACHEN FÜR DAS SCHWARZWILDMANAGEMENT.....	64
6. ERSTELLUNG EINES HABITATEIGNUNGSMODELLS FÜR NIEDERSACHSEN.....	67
METHODEN.....	67
ERGEBNISSE UND DISKUSSION	70
VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEITEN MITTELS FRAGSTAT AUF GRUNDLAGE VON JAGDSTRECKENDATEN	70
VORKOMMENSWAHRSCHEINLICHKEITEN MITTELS MAHALANOBIS-DISTANZEN AUF GRUNDLAGE VON TELEMETRIEDATEN	72
7. WILDSCHÄDEN A) KARTIERUNG VON UMBRUCHSCHÄDEN AN GRÜNLANDFLÄCHEN	78
METHODEN.....	78
ERGEBNISSE UND DISKUSSION	80
B) SCHADENSKARTIERUNG VON FELDSCHÄDEN VERURSACHT DURCH SCHWARZWILD VIA KITE AERIAL PHOTOGRAPHY (KAP) UND GIS UNTERSTÜTZUNG	86
UNTERSUCHUNGSGEBIETE	86
EQUIPMENT.....	86

FELDARBEIT: SUCH- UND AUFNAHMEMODUS.....	88
GEOREFERENZIERUNG UND MESSUNG.....	89
ERFASSUNGS-DURCHLAUF 2013	91
ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	91
EIGNUNG DER METHODE	95
8. REPRODUKTIONSUNTERSUCHUNGEN VERSCHIEDENER SCHWARZWILDPOPULATIONEN IN NIEDERSACHSEN	97
MATERIAL UND METHODEN REPRODUKTIONSUNTERSUCHUNGEN	97
UNTERSUCHUNGSMATERIAL UND UNTERSUCHUNGSZEITRAUM.....	97
ALTERSBESTIMMUNG.....	97
UNTERSUCHUNG DES GENITALAPPARATES.....	97
HERKUNFT WEITERER DATEN, AUSWERTUNG UND STATISTIK.....	98
GESCHLECHTSREIFE DER KEILER.....	99
ERGEBNISSE REPRODUKTIONSUNTERSUCHUNGEN	101
BAUMMASTEN.....	101
STICHPROBENUMFANG.....	102
ALTERSVERTEILUNG UND KÖRPERGEWICHTE DER PROBANDEN.....	102
REPRODUKTIVER STATUS DER PROBANDEN.....	104
RAUSCH- UND FRISCHZEITRÄUME.....	105
GRAVIDITÄT, WESENTLICHE FRUCHTBARKEITSPARAMETER UND VERMEHRUNGSPOTENTIAL.....	107
GESCHLECHTSREIFE DER KEILER.....	109
DISKUSSION	111
POPULATIONSZUWACHS.....	111
GESCHLECHTSREIFE DER KEILER.....	113
ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	115
9. MOLEKULARGENETISCHE UNTERSUCHUNGEN ZUM PRÄNATALEN GESCHLECHTERVERHÄLTNIS, MULTIPLER VATERSCHAFTEN UND POPULATIONSDICHTEBESTIMMUNGEN BEIM SCHWARZWILD	117
MATERIAL UND METHODEN	117
GEWEBEPROBEN.....	117
GENETISCHE ANALYSEN.....	118
ERGEBNISSE	120
ERGEBNISSE ZUM PRÄNATALEN GESCHLECHTERVERHÄLTNIS.....	120
ERGEBNISSE DER MULTIPLER VATERSCHAFTEN.....	123
POPULATIONSDICHTEBESTIMMUNG.....	125
DISKUSSION	127
PRÄNATALES GESCHLECHTERVERHÄLTNIS.....	127
NACHWEIS MULTIPLER VATERSCHAFTEN.....	129
POPULATIONSDICHTEBESTIMMUNG.....	129
10. SCHWARZWILDSTRECKEN IN NIEDERSACHSEN	131
SCHWARZWILDSTRECKEN IN DEN VIER BEZIRKEN DER LJN.....	134
NATURRÄUMLICHE VERTEILUNG DER SCHWARZWILDSTRECKENDICHTE.....	135
STRECKENSTRUKTUR.....	136
RÜCKSCHLÜSSE AUF DIE POPULATIONSTRUKTUR.....	140
11. UMFRAGEN ZUM SCHWARZWILD BEI DEN NIEDERSÄCHSISCHEN JAGDPÄCHTERN (IM RAHMEN DER WTE)	142
AUSBREITUNG/VORKOMMEN.....	142
MEINUNGSBILD.....	143
BEJAGUNGSMETHODEN.....	148
12. SCHLUSSFOLGERUNGEN	151
BESTANDSERFASSUNG.....	151

RADIOTELEMETRIE	151
WILDSCHÄDEN	151
REPRODUKTION	152
GENETIK	152
STRECKENAUSWERTUNGEN & UMFragen	152
BEJAGUNGSEMPFEHLUNGEN	153
13. VERÖFFENTLICHUNGEN	155
WISSENSCHAFTLICHE VERÖFFENTLICHUNGEN	155
JAGDPRESSE	155
TAGUNGSBEITRÄGE	155
RUNDFUNK-BEITRÄGE.....	156
ABSCHLUSSARBEITEN	156
VORTRÄGE	156
14. LITERATUR.....	157
<u>ANHANG.....</u>	<u>1</u>

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet „Bremervörde“	23
Abb. 2: Kamerastandorte der beiden Durchläufe im Beverner Wald Frühjahr 2012 (Studie 1). Rote = erster Durchlauf, blau = zweiter Durchlauf, Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011	24
Abb. 3: Untersuchungsgebiet „Hallah“ mit den drei Teilgebieten. Das Teilgebiet Forst Hallah/Els (2012/13; Studie 2) ist vollständig bewaldet, das Teilgebiet Kuhstedt ist nahezu gehölzfrei und befindet sich in landwirtschaftlicher Nutzung, das Teilgebiet Ahe bildet eine Mischform aus Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011	25
Abb. 4: Untersuchungsgebiete der Studie 3 mit Kamerastandorten, Sommer 2013, links Hallah/Els, rechts Wettenbostel. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011 und 2012	25
Abb. 5: Die an den Ansitzzählungen teilgenommenen Landkreise sind hell dargestellt. Der rote Punkt zeigt die Position des Untersuchungsgebietes Beverner Wald (Kartenquelle: ESRI Data & Maps 2000, 2005 & Kreisgrenzen 2009).....	28
Abb. 6: Aktivitätsrythmen: Anzahl der DS-PTC Ansitzzählungen bezogen auf die Uhrzeit im Vergleich zur Aktivität der Wildschweine im Untersuchungsgebiet Beverner Wald (REM): Die roten Linien stellen Zeitpunkt und Anzahl Fotos von Wildschweinen der Fotofallen dar. Die blauen Säulen zeigen die Anzahl der Ansitzzählungen bezogen auf die Uhrzeit.	29
Abb. 7: Anzahl captures und Anzahl der abgebildeten Tiere der verschiedenen Arten gesamt und in den drei Teilgebieten der Studie 2.....	30
Abb. 8: Graphische Darstellung der REM-Ergebnisse in Individuen/100ha. Jeweils pro Teilgebiet dargestellt sind die Dichten basierend auf dem Mittelwert und dem Median der Gruppengröße sowie das Bootstrap-Ergebnis. Die dünnen Linien stellen jeweils die Standardabweichung dar, die dicken Linien die per Bootstrap berechneten 95%-Konfidenzintervalle.	31
Abb. 9: Graphische Darstellung der Bootstrap-Ergebnisse. Das Gesamtergebnis (1), Teilgebiet Hallah/Els (2), Teilgebiet Ahe (3), Teilgebiet Kuhstedt (4).	31
Abb. 10: Graphische Darstellung der REM-Ergebnisse in Individuen/100ha. Jeweils pro Teilgebiet und Durchgang dargestellt sind die Dichten und die Standardabweichung basierend auf dem Mittelwert der Gruppengröße.....	33
Abb. 11: Verteilung der Fallenstandorte. Links Steden und Hallah, rechts Minstedt, Falje und Beverner Wald.....	36
Abb. 12: Abfangkasten nach BOHN und einsetzen der kleinen Ohrmarke	37
Abb. 13: Bache im großen Abfangkasten, Anbringung des Senders.....	37
Abb. 14: Vergleich des Fangerfolges zwischen den drei Fanggebieten: Forst Hallah & Steden, Forst Bevern und Feldrevier Minstedt.....	41
Abb. 15: Streifgebiete der Sauen um den Forst Bevern & dem Revier Minstedt (LK ROW) 2011 - 2013. Legende: – Überläuferbache_OM55/61; –Bache_OM56; – Frischlingsrotte_OM51,52,53 & 54; – Frischlingskeiler_OM57; – Frischlingsbache_OM58. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011	45
Abb. 16: Alle Streifgebiete der Sauen um den Forst Hallah (LK OHZ) 2011 - 2013. Legende: – Überläuferkeiler_OM1; ; – Überläuferbache_OM2; – Überläuferbache_OM5; – Bache_OM8; – Frischlingsrotte_OM10 - 15; – Überläuferkeiler & -bache_OM16 & 17; – Überläuferbache_OM18; – Frischlingsbache_OM19/20; – Überläuferbache_OM21; – Überläuferbache_OM22. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011	46
Abb. 17: Verschiedene Sommer Streifgebiete (ha) im Vergleich. MV – Mecklenburg-Vorpommern, BRV – Bremervörde, Untersuchungsgebiet	46
Abb. 18: Linke Abbildung: Darstellung der Gesamt - Streifgebiete nach Kernel am Beispiel einiger Sauen aus dem Raum Hallah. Dargestellt ist der 95% (äußerer Kreis) und 70% Kernel (innerer, hellerer Kreis). Rechte Abbildung: Darstellung der Sommer - Streifgebiete nach Kernel am Beispiel einiger Sauen aus dem Raum Hallah. Legende: — Überläuferbache OM 18 (Tina); — Bache OM8 (Gieselle); — führende Überläuferbache OM19/20 (Charlotte); — Überläuferbache OM21 (Erika); — Überläuferkeiler OM2 (Herbert). Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011	48
Abb. 19: Beispielhaft dargestellt, die 2013 kartierten Agrarflächen in den beiden Untersuchungsgebieten „Hallah“ und „Bevern“ (ohne das Revier Minstedt). Dabei waren die Anteile der Feldfrüchte über die Jahre beinahe gleich.	51

Abb. 20: Habitatpräferenzen aller besenderter Tiere im Gesamtuntersuchungszeitraum. helle Rauten = Flächenangebot = erwartete Nutzung, schwarze Kreise mit Linie = tatsächliche Nutzung + Konfidenzintervalle	53
Abb. 21: Habitatpräferenzen aller besenderter Tiere im Sommer. helle Rauten = Flächenangebot = erwartete Nutzung, schwarze Kreise mit Linie = tatsächliche Nutzung + Konfidenzintervalle	56
Abb. 22: Ergebnisse des HNA-Verfahrens zur Lebensraumanalyse, einmal zusammengefasst für alle Teilgebiete (Gesamt), einmal für das Teilgebiet Hallah.	60
Abb. 23: Überblick über die Anzahl der markierten Sauen die im Jahresverlauf erlegt (inkl. Fallwild) worden sind.....	62
Abb. 24: Anteil der verschiedenen Jagdmethoden bei den zurück gemeldeten, markierten Sauen. ...	62
Abb. 25: Entfernung (km) zwischen Fang- und Erlegungsort bei Bachen (1) und Keilern (2). Die Keiler die in 33 und 38 km Entfernung erlegt worden sind, wurden nicht in die Berechnung für den Durchschnittswert hinzugezogen.....	63
Abb. 26: Erlegungsentfernung (km) nach Altersklassen aufgeteilt. Bei den Überläufern stechen, die männlichen abgewanderter Stücke hervor.	63
Abb. 27: Summe aller zu erwartender Nachkommen (expected lifetime reproduction) bei Wildschweinbachen (Hohmann 2010 persönlich, Fertilitäts- und Mortalitätsseckwerte nach BRIEDERMANN (2009) und GETHÖFFER et al. (2010); verändert nach Keuling)	66
Abb. 28: Eignungskarte aus Model 2 auf Gemeindeebene.....	71
Abb. 29: Ergebnis des Modells bezogen auf 5x5km UTM-Zellen-Raster.	71
Abb. 30: Darstellung der jeweiligen Umweltvariablen aus denen das optimale Habitat erstellt wurde.	72
Abb. 31: Habitategnungskarte aufgrund von Telemetriedaten für das Schwarzwild in Niedersachsen.	73
Abb. 32: Korrelation der Jagdstrecke mit den sehr gut bewerteten Flächen der jeweiligen Landkreise.	74
Abb. 33: Potentielle Lebensräume für Schwarzwild als dauerhaftes Standwild	75
Abb. 34: Ausbreitungsflächen des Schwarzwilds von Südost nach Nordwest Niedersachsen. Links: Der Puffer von 3 und 5 km um die sehr gut und gut bewerteten Waldflächen stellt die mögliche Ausbreitung in den Sommermonatendar. Die rechte Karte bildet zusätzlich die Nadel- und Mischwaldflächen ab und symbolisiert die Winterhabitate, demzufolge die Gebiete in denen das Schwarzwild sich zum Standwild etablieren kann.	76
Abb. 35: GIS illustrierte Darstellung der Grünlandflächen (türkis umrandete Polygone). Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011 “	78
Abb. 36: großes Bild: Schaden auf der Wiese mit roter Linie, welche die Umschreitung symbolisch darstellt; links oben: Schadensintensitätsklassen (60-80%); Mitte: Kartierte Fläche in GIS; rechts: Piktogrammdarstellung: Schätzung des Anteiles des ökonomischen Schadens (blau) innerhalb der umschrittenen (rote Linie) Fläche gegenüber der ungebrochenen Fläche (weiß).	79
Abb. 37: Clipping Prinzip: Stärkere Bruchintensitäten innerhalb einer Gesamtbruchfläche gesondert aufgenommen. Farbskala siehe Abb. 36.....	79
Abb. 38: Kalkulierte Schadensfläche in den Untersuchungsgebieten nach „Winterschäden“ und aktuell erfassten Schäden aufgeteilt	80
Abb. 39: Verteilung des Gesamtschadens an der Anzahl der umgebrochenen Grünlandflächen.....	81
Abb. 40: Wiederholte Umbrüche auf denselben Grünlandflächen mit und ohne zuvor kartierten Winterschaden	81
Abb. 41: Sichtbare wichtige Rolle der Entfernung zu einer Struktur gegenüber dem Bruchvorkommen	82
Abb. 42: Halbmonatlich eingeteilter Bruchverlauf über die Untersuchungsperiode.....	83
Abb. 43: Oben links: KAP Ausrüstung: hexagonaler Drache, Kameraaufhängung mit Kamera (zur Demonstration vor dem Drachen gespannt) Spule mit Leine und Handschuhen. Mitte links: Drache mit montierter Kameraaufhängung. Rechts: Aufhängung im Detail von unten nach oben: Gehäuse/Kamera, Plattform mit Ösenschrauben, Flexible 5 m Schnur, Schlüsselringe und „S“-förmige Montagedrähte befestigt an der Hauptleine. Unten: Übersicht- und Detailskizze.....	87
Abb. 44: Links: Festgestellter Schwarzwildschaden in einem Weizenfeld. Flächenberechnung durch Polygonzeichnungen. Rechts: Drei georeferenzierte Fotos inkl. Schadflächenpolygonen, 20%-Schadenintensitätsstufen Schwarz = 100%. Violette Punkte = GPS-Referenzpflocke.....	89
Abb. 45: Geglättete Kurven der signifikanten Variablen des GAMs mit den Schwarzwildschäden. Die x-Achse stellt die Entfernung zu verschiedenen Strukturen in zehn-Meter-Schritten dar. Auf der y-Achse ist der absolute Beitrag der Variable dargestellt. Die Konfidenzintervallen sind in der Grafik grau dargestellt, die Stichprobenverteilung wird durch die Striche auf der x-Achse repräsentiert.....	93

Abb. 46: Links: Wildschweinhoden mit Nebenhoden, rechts: Scheibe aus dem Zentrum des Hodens	100
Abb. 47: Schnitt durch das Hodenparenchym eines zehn Monate alten postpubertären Keilers.....	101
Abb. 48: Stichprobenumfang (N) der Reproduktionsuntersuchungen der Jahre 2010/11-2012/13 in den drei Lebensraumtypen	102
Abb. 49: Altersverteilung (%) des Untersuchungsmaterials in den drei Lebensraumtypen der Jahre 2010/11-2012/13, W = Wald, A = Agrar, G = Gatter, F = Frischlingsbächen, Ü = Überläuferbächen, A = adulte Bächen.....	103
Abb. 50: Anteil geschlechtsreifer Frischlingsbächen in den Monaten November bis März der Jahre 2010/11-2012/13, für die Agrarregion liegen im Dezember 2010 keine Daten vor	104
Abb. 51: Gewicht und Alter als wesentliche Faktoren für das Erreichen der Geschlechtsreife	105
Abb. 52: Frischzeiträume Frischlings- (Altersklasse 1), Überläufer- (Altersklasse 2) und Altbächen (Altersklasse 3) im Box- and Whisker-Plot. A) 2011 im Referenzgebiet LR1, B) 2011/12 in LR1 sowie im nördlichen Untersuchungsgebiet (LR5) C) 2013 im LR1.....	106
Abb. 53: Anteile der Altersklassen an der Reproduktion des Folgejahres in Prozent, langfristige Mittelwerte anhand modellierter Bestandsstrukturen; mj = mehrjährig, F = Frischling, Ü = Überläufer, Ba = Bäche	109
Abb. 54: Einstufung des histologischen Zellbildes nach Alter der Tiere in Monaten	110
Abb. 55: Gewichtsverteilung und Entwicklungszustand der unter einem Jahr alten Tiere.	110
Abb. 56: Einstufung des histologischen Zellbildes von Tieren unter 12 Monaten mit einem Aufbruchgewicht (AG) von unter bzw. über 30 kg	111
Abb. 57:Vergleich zwischen molekularer und visueller Geschlechtsbestimmung	121
Abb. 58: Fötenanzahl für die drei Altersklassen (AK) der Bächen im Vergleich. Dargestellt sind Median, 1. und 3. Quantil sowie Minimum und Maximum	121
Abb. 59: Allgemeine pränatale Geschlechterverhältnisse in den Jagdjahren 2011/12 (N = 154) und 2012/13 (N = 325), Nord = Untersuchungsgebiet Bremervörde-Stader Geest, Ost = Untersuchungsgebiet Ostniedersachsen.....	122
Abb. 60: Pränatales Geschlechterverhältnis in Abhängigkeit des Alters der tragenden Bäche	122
Abb. 61: männlicher Anteil am Geschlechterverhältnis und Fötenzahl pro Tracht	123
Abb. 62: Anzahl untersuchter tragender Bächen und deren Föten pro Altersklasse	124
Abb. 63: Mittlere Wurfgröße in Abhängigkeit der mütterlichen Altersklasse. Für die Familien bekannten Alters ist die jeweilige Standardabweichung (SD) in beide Richtungen aufgetragen.....	125
Abb. 64: Verteilung der Alters- und Geschlechterklassen der beprobten Jagdstrecken der Jagdjahre 2011 und 2012 (n = 282) der Jägerschaft Bremervörde	126
Abb. 65: Verteilung der Alters- und Geschlechterklassen der beprobten Jagdstrecken der Jagdjahre 2011 und 2012 (n = 120) der Jägerschaft Osterholz.....	126
Abb. 66: Sauenstrecke incl. Fallwild (je km ² Jagdfläche, Landkreisebene) in Niedersachsen im JJ 2012/13	131
Abb. 67: Prozentuale Veränderung der Sauenstrecken im JJ 2012/13 zur Vorjahresstrecke (erlegte Sauen /km ² bejagbarer Fläche, incl. LFV, incl. Fallwild) in den niedersächsischen Landkreisen	132
Abb. 68: Entwicklung der offiziellen Jagdstrecken in Niedersachsen	133
Abb. 69: Streckenentwicklung (ohne Fallwild) von 1997/98 bis 2012/13 in Niedersachsen in den vier ehem. Regierungsbezirken.....	134
Abb. 70: Streckenentwicklung (Sauen/km ² Jagdfläche = HI) von 1997/98 bis 2011/12 in Niedersachsen in den vier ehem. Regierungsbezirken (ohne Bundesforstamt Sprakelerheide, ohne Fallwild).....	135
Abb. 71: Naturräumliche Gliederung Niedersachsens. BW: Börden und Weser-Aller-Flachland, GD: Dümmer und Ems-Hunte Geest, GO: Ostfriesisch- Oldenburgische Geest incl. Watten u. Marschen, GS: Stader Geest, H: Harz, LH: Lüneburger Heide, WLB: Weser -und Leinebergland	136
Abb. 72: Schwarzwildstrecken (Sauen/km ²) in den Naturregionen Niedersachsens von Jagdjahr 1997/98 bis 2012/13. BW: Börden und Weser- Aller- Flachland, GD: Dümmer und Ems-Hunte Geest, GO: Ostfriesisch-Oldenburgische Geest incl. Watten u. Marschen, GS: Stader Geest, H: Harz, LH: Lüneburger Heide, WLB: Weser -und Leinebergland	136
Abb. 73: Altersstruktur der Schwarzwildstrecken in Niedersachsen im Vergleich. BRV: Jägerschaft Bremervörde, OHZ: Jägerschaft Osterholz, Süsing: Hochwildring Süsing, NLF: Niedersächsische Landesforsten, EJ: Einzeljagd, GJ: Gesellschaftsjagd, NI: Niedersachsen, Soll: Lüneburger Modell, Zahlen: 11 meint JJ2011/12.....	138
Abb. 74: Altersstruktur der Schwarzwildstrecken in Niedersachsen von Jagdjahr 2001/02 bis 2012/13 (Fri-Keiler: Frischlingskeiler, Fri-Bächen: Frischlingsbächen, Üb-Keiler, Überläuferkeiler, Üb-Bächen: Überläuferbächen).....	140

Abb. 75: Vorkommen des Schwarzwilds in Niedersachsen, WTE 2011	142
Abb. 76: Vorkommen und Ausbreitung des Schwarzwilds in Niedersachsen: links Vorkommen in den Gemeinden in % für 2004 und 2010. rechts: Zeitraum wann das Schwarzwild erstmalig in einem Großteil der Reviere einer Gemeinde auftauchte.	143
Abb. 77: Antworten aus der WTE zur Frage: Halten Sie eine Reduktion des Schwarzwildes für erforderlich? Unten: Detailliert nach Hegeringen mit überwiegend Wechselwild, bzw. ohne Vorkommen und nach Hegeringen mit Standwild und häufigem Wechselwild	144
Abb. 78: Antworten aus der WTE zur Frage: Wären Sie bereit zur Reduktion folgende Stücke zu erlegen?	144
Abb. 79: Antworten aus der WTE zur Frage: Welche Methoden sind nach ihrer Meinung zur Reduktion der Schwarzwildbestände in Niedersachsen Erfolg versprechend?	145
Abb. 80: Häufigkeit der Antworten aus der WTE zur Frage: Sind sie der Meinung das sie das Schwarzwild bestandsregulierend bejagt haben?	146
Abb. 81: Antworten aus der WTE: Abschuss in % des Bestandes?	146
Abb. 82: Häufigkeit der Antworten aus der WTE zur Frage: Woran liegt es, dass Sie NICHT bestandsregulierend bejagt haben? (Nur wenn die Antwort NEIN lautet, siehe Abb. 80).....	147
Abb. 83: Häufigkeit der Antworten aus der WTE zur Frage: Woran könnte es liegen, das trotz bestandsregulierender Bejagung die Jagdstrecken weiter ansteigen? (Nur wenn die Antwort JA lautet, siehe Abb. 80).....	148
Abb. 84: Entwicklung der Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke in den Privatrevieren	148
Abb. 85: Entwicklung der Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke in den Privatrevieren in den Jahren 2010 und 2011	149
Abb. 86: Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke in den Privatrevieren in den vier ehemaligen Regierungsbezirken Niedersachsens.....	149

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Nutzflächenanteile Landkreise (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK 2007).....	23
Tab. 2: Aufstellungszeiträume und Anzahlen Fotofallen der einzelnen Durchläufe und Teilgebiete. In Teilgebieten mit mehreren Durchläufen wurden die Fotofallen jeweils neu positioniert.	24
Tab. 3: Kameraeinstellungen der Bushnell TrophyCam	26
Tab. 4: Gesamtanzahl der Fotoaufnahmen in Studie 2, aufgeteilt nach Teiluntersuchungsgebiet und Durchgang	30
Tab. 5: Gesamtanzahl der Fotoaufnahmen in Studie 3, aufgeteilt nach Teiluntersuchungsgebiet und Durchgang	32
Tab. 6: Parameterschätzung für alle Landkreise über DISTANCE für Frühjahr 2012 sowie Jagdstreckendichten und potentielle Frühjahrsdichten für 2011 bezogen auf 100 ha.	33
Tab. 7: Übersicht der gefangenen Sauen über den Zeitraum von 3 Jahren, 2011 bis 2013. Dunkelgrau hinterlegt sind bereits als erlegt, zurückgemeldete Sauen.	40
Tab. 8: Übersicht über die telemetrisch erfassten Zeiträume. Es wurden hauptsächlich Frühjahr- und Sommermonate erfasst. Legende: grün = ganzer Monat erfasst; grau = als erlegt zurück gemeldete Sauen.....	42
Tab. 9: Übersicht über alle Streifgebietsgrößen sowie die Anzahl an Lokalisationen der besenderten Sauen. OM = Ohrmarkennummer	43
Tab. 10: Übersicht über die berechneten Kernel-Streifgebiete des gesamten erhobenen Zeitraumes, für 95 % (Streifgebiet ohne Ausreißer) und 70% (Kernstreifgebiet) der Aufenthaltshäufigkeiten.	47
Tab. 11: Übersicht über die 12 Habitatkategorien und den ihnen jeweils zugeordneten Habitattypen.	50
Tab. 12: Nutzung der Habitatkategorien über den gesamten erhobenen Zeitraum durch die besenderten Wildschweine. „HNA -Verfahren“: $\alpha = 0,05$, $k = 12$; $FG = k - 1 = 11$; Nutzung (Bailey): “-“ = Meidung; “+“ = Bevorzugung; “=“ = Nutzung entsprechend Vorkommen (Gleichnutzung).	54
Tab. 13: Nutzung der Habitatkategorien im Sommer über die drei Jahre durch die besenderten Wildschweine. „HNA -Verfahren“: $\alpha = 0,05$, $k = 12$; $FG = k - 1 = 11$; Nutzung (Bailey): “-“ = Meidung; “+“ = Bevorzugung; “=“ = Nutzung entsprechend Vorkommen (Gleichnutzung).	58
Tab. 14: Übersicht der erlegten Sauen 2011, 2012 & 2013 und deren Entfernung vom Erlegungsort zum Fangort. OM = Ohrmarkennummer Distanz = Entfernung vom Erlegungs- zum Fangort....	61
Tab. 15: Bedeutung der Leitbache	65
Tab. 16: Untersuchte Variablen des ersten Modells	67
Tab. 17: Ergebnisse des finalen linearen gemischten Modells.....	70
Tab. 18: Korrelationsmatrix des optimalen Habitats. Abbildung des positiven- und negativen Zusammenhangs der Umweltparameter zueinander, mit Angabe der dazugehörigen Signifikanz, wobei der p – Wert bei * von 0,5 - 0,01, bei ** von 0,01 - 0,001 und bei *** <0,001 beträgt.....	72
Tab. 19: Einteilung der Mahalanobis-Werte. Einstufung in die Flächeneignungen sehr gut, gut, mäßig oder schlecht unter Verwendung der Quantile 0,25, 0,75 und 0,90	73
Tab. 20: Ausgabe des Linear Mixed Effect Models: Entfernung zu Strukturen erweisen sich als höchst signifikanter Gefährdungsfaktor.....	82
Tab. 21: Kostenaufstellung der KAP Ausrüstung.....	95
Tab. 22: Vorkommen von Masten bei Eiche und Buche im Untersuchungsgebiet.....	102
Tab. 23: Mittlere Aufbruchgewichte (kg) von geschlechtsreifen, nicht tragenden Tieren (A); tragenden Tieren (B) sowie Minimalgewichte tragender Bachen (C) in den Jahren 2010/11 / 2011/12 / 2012/13; *n=3	103
Tab. 24: Aufbruchgewichte (kg) geschlechtsreifer, nicht tragender Tiere der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete 2011/12.....	103
Tab. 25: Aufbruchgewichte (kg) geschlechtsreifer, nicht tragender Tiere der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete 2012/13, signifikante Werte grau hinterlegt.....	104
Tab. 26: Fruchtbarkeitsparameter von Wildschweinen beider Lebensräume (* = kleines N)	107
Tab. 27: Fruchtbarkeitsparameter von Wildschweinen aus LR 6 und LR 7 (2012/13)	108
Tab. 28: Fruchtbarkeitsparameter im Gesamtuntersuchungszeitraum (2003-12) des Referenzgebietes	108

1. Einleitung

Die ansteigenden Wildschweinbestände und die Besiedlung neuer Gebiete sind Entwicklungen, die in vielen europäischen Ländern ähnlich ablaufen (BOITANI et al. 1995a, CAHILL et al. 2003, BAUBET et al. 2004, GEISSER & REYER 2005, FERREIRA et al. 2009, TSACHALIDIS & HADJISTERKOTIS 2009). Hierbei breitet sich die Waldart Schwarzwild (*Sus scrofa*) als Opportunist immer mehr auch in andere Habitate aus, von Küstenstreifen über Moor- und Sumpfgeländen bis hin zu agrarischen oder auch urbanen Lebensräumen (DARDAILLON 1987, DINTER 1996, CAHILL et al. 2003, WAGNER 2008, BARRIOS-GARCIA & BALLARI 2012, CAHILL et al. 2012). Das Zusammenspiel mehrerer Faktoren begünstigt die Vermehrung und Ausbreitung des Wildschweins (GORTÁZAR et al. 2006, KEULING et al. 2013). Ein erster wesentlicher Punkt ist die enorme ökologische Bandbreite des Wildschweins, die es ihm ermöglicht, eine Vielzahl verschiedenster Habitate zu besiedeln (BRIEDERMANN 2009, KEULING 2009). Daneben ist die Reproduktionsleistung äußerst hoch (GETHÖFFER et al. 2007), im Verhältnis zum Gewicht ist sie die höchste unter den Paarhufern (GEISSER & REYER 2005). Schon Frischlinge (Jungtiere unter einem Jahr) nehmen regelmäßig an der Reproduktion teil (GETHÖFFER et al. 2007). Die Reproduktionsraten scheinen gegenwärtig in ganz Europa die Jagdstrecken zu übertreffen (KEULING 2009, KEULING et al. 2013).

Durch die weiterhin hohen Schwarzwildbestände drohen Schäden in der Landwirtschaft und ein Ausbruch von Krankheiten und Epidemien (WILSON 2005, GORTÁZAR et al. 2006, KEULING et al. 2013). Trotz der im Vorjahr gesunkenen Jagdstrecken kann nicht von einer Entwarnung gesprochen werden, zumal die Bestandsdichten immer noch sehr hoch sind. In Regionen, in denen die Afrikanische Schweinepest (ASP) von den Hausschweinbeständen auf die Wildschweinbestände übertragen wurde (Russland, Kaukasus), sind die Wildschweinbestandsdichten deutlich niedriger als in Deutschland, dennoch hält sich die ASP in den dortigen Beständen und breitet sich sogar aus (KEIL & BLOME 2012). Seitdem die ASP zu Beginn des Jahres 2014 über die Außengrenze in die EU gelangt ist, besteht die große Gefahr einer epidemischen Ausbreitung insbesondere in den Wildschweinbeständen, wobei erwähnt werden muss, dass es bisher noch keinen Impfstoff gegen das ASPV gibt.

Eines der wesentlichen Ziele der Jagdausübung neben der Beschaffung wertvollen Wildbrets ist die Anpassung der Schalenwildbestände an landeskulturelle Bedingungen (Tragfähigkeit des Lebensraumes, Unterschreiten von Epidemie-Grenzdichten, Minimierung von Wildschäden, aber auch Erhaltung der Population bzw. Art). Um die wachsenden Bestände besser regulieren zu können, ist es dringend erforderlich, genauere Kenntnisse zu Populationsdichten, Vorkommen und allgemeiner Wildbiologie dieser Spezies zu erlangen. Da die Jagdstrecken beim Schwarzwild in den letzten Jahren stark schwanken, ist ein konsequentes

und flexibles Jagdmanagement (Wildbewirtschaftung im umfassenden Sinne) dieser Wildart zwingend erforderlich. Die Nachhaltigkeit der Jagd hat in Deutschland einen hohen Stellenwert. Doch kann die Jagd nur nachhaltig sein, wenn der aktuelle Wildtierbestand und der jährliche Zuwachs genau bekannt sind (HUETTMANN & LINKE 2003). Eine Prognose der Populationsentwicklung ist gerade beim Schwarzwild zu Zeiten der Schweinepest und hohen Wildschäden in der Jagdpraxis und -politik von großer Bedeutung. Um eine Wildart managen zu können, sind möglichst genaue Angaben über die Bestandsgröße, d.h. über Frühjahrsbestand, Reproduktionsraten, abzuschöpfendem Zuwachs sowie Bejagungseffizienz wie auch weitere wildbiologische Kenngrößen essentiell. Verlässliche Daten über die Dichten des Schwarzwildes liegen bisher jedoch nicht vor. Diese begründet sich auf die Tatsache, dass nach wie vor praktikable flächendeckend verwendbare Methoden der Dichteschätzung fehlen. Diese werden jedoch dringend benötigt.

Bestandsdichte

Bisher hat jeder Versuch, allein über Rückrechnungen mit Hilfe der Jagdstrecke auf die tatsächliche Höhe des Sauenbestandes zu schließen, sich mehr oder weniger als ungeeignet erwiesen. Sauenbestände werden meistens um den Faktor drei unterschätzt (STUBBE 1996b). Ein Ziel der Untersuchungen ist die Ermittlung verlässlicher Daten zu den Schwarzwildichten in Niedersachsen. Hierzu werden in verschiedenen Regionen mit unterschiedlichen Landschaftsstrukturen und Schwarzwildstreckendichten verschiedene praktikable und flächendeckend einsetzbare Bestandserfassungsmethoden erarbeitet und in der Praxis getestet. Zwar wird ständig nach günstigen und leicht durchführbaren Erfassungsmethoden gesucht, dennoch gibt es noch keine allgemeingültige Erfassungsmethode (siehe auch GRÄBER et al. 2011). Es existieren eine ganze Reihe Ansätze, die Populationsdichten von Paarhufern, insbesondere Wildschweinen, zumindest näherungsweise zu bestimmen (ENGEMAN et al. 2001, FONSECA et al. 2007, HEBEISEN et al. 2008, HUCKSCHLAG 2008, EBERT et al. 2010, BORKOWSKI et al. 2011, EBERT et al. 2012, FRANKE et al. 2012, ENGEMAN et al. 2013). Allen diesen Methoden ist jedoch gemeinsam, dass sie verhältnismäßig aufwendig sind.

Ziel sollte jedoch sein, ein Verfahren zu finden, das mit relativ geringem Aufwand einigermaßen verlässliche Zahlen bietet, mit denen auch praktisch die Umsetzung eines effektiven Managements erfolgen kann (ENGEMAN et al. 2013). Daher wurden zwei Verfahren, die „Random Encounter Model“ (REM) Methode (ROWCLIFFE et al. 2008) mittels Fotofallen und die „Distance Sampling with Point Transect Counts“ (DS-PTC) Methode (THOMAS et al. 2010) aus Ansitzzählungen, getestet und miteinander verglichen.

Ein Werkzeug in der Methodik der Wildbiologie, das seit Jahren an Beachtung gewinnt, ist die Fotofalle. Sie erlaubt, Bewegungen von Wildtieren über einen längeren Zeitraum Tag

und Nacht zu überwachen. Die Arbeit mit Fotofallen wird im Wesentlichen nicht beeinflusst von verschiedensten Gelände- und Klimaverhältnissen. Auch sehr versteckt lebende, scheue und nachtaktive Tiere können mit dieser Technik erfasst werden. Dadurch, dass die Fotofallen, einmal aufgestellt, unabhängig arbeiten, sind die Kosten relativ gering. Die Methode ist nicht invasiv und verursacht nur geringe Störungen im zu untersuchenden Gebiet (ROWCLIFFE et al. 2008). Somit sind weitreichende Anwendungsmöglichkeiten von der Inventarisierung, über die Analyse von Aktivitätsmustern bis hin zu Populationsdichtebestimmungen gegeben (TOBLER et al. 2008). Auch Untersuchungen zur Habitatnutzung verschiedener Säugetierarten in tropischen Regenwäldern sind schon erfolgreich durchgeführt worden (TOBLER et al. 2009, TOBLER et al. 2013). Populationsdichteschätzungen mittels Kamerafallen (O'CONNELL et al. 2011) sind auf Grund der Schwierigkeit einzelne Individuen beim Wildschwein zu unterscheiden, bisher nur mit Modifikationen zum Einsatz gekommen, die entweder auf einer Kombination von Fotofallen an Ablenkfütterungen mit Kotanalysen in einem abgegrenzten Gebiet (PLHAL et al. 2011) beruhte oder vorherigen Fang und Markierung der Tiere voraussetzten (SWEITZER et al. 2000, HEBEISEN et al. 2008). ROWCLIFFE et al. (2008) entwickelten eine Methode, das sogenannte Random Encounter Model oder REM, welche das Schätzen von Populationsdichten mittels Fotofallen ohne individuelle Erkennung ermöglicht. Dadurch lässt es sich auch auf Arten wie z.B. Wildschweine anwenden, bei denen eine individuelle Unterscheidung kaum möglich ist. Die REM-Methode wurde bereits mehrfach an verschiedenen Arten (ROWCLIFFE et al. 2008, ROVERO & MARSHALL 2009, MANZO et al. 2012) erfolgreich angewandt. Diese Methode wurde zu verschiedenen Jahreszeiten in verschiedenen Untersuchungsgebieten mit unterschiedlichen Bestandsdichten getestet.

Das Distance Sampling (BUCKLAND et al. 2001), eine allgemein verbreitete Methode um die Dichte biologischer Populationen zu schätzen (THOMAS et al. 2010), zeigte in Untersuchungen mittels Wärmebildkamera beim Wildschwein (GILL & BRANDT 2010, FRANZETTI et al. 2012, KEULING et al. 2012) jedoch gegensätzliche Resultate. Daher wurde die Methode des Distance Sampling mit einer Ansitzzählung verknüpft (DS-PTC), um mittels gemeinschaftlicher Ansitzzählung der Jäger die Erfassung der Bestände verschiedener Schalenwildarten zu testen (siehe auch GRÄBER et al. 2011).

Radiotelemetrie: Bewegungsmuster, Habitatnutzung und Rolle der Leitbache

Um eine Wildart effektiv bejagen zu können muss der Jäger seine Lebensweise genau kennen. Bei den meisten Wildarten ist dieses für den Jäger verhältnismäßig leicht. Auch mit dem Schwarzwild kennen sich die meisten Jäger in den klassischen Schwarzwildregionen gut aus. Dennoch gibt es trotz zahlreicher intensiver Forschungen zur Raumnutzung des Schwarzwildes (z.B. EISFELD & HAHN 1998, SODEIKAT & POHLMAYER 2002, 2005b, KEULING & STIER 2009b, a) immer noch Wissenslücken insbesondere in agrarisch geprägten Regionen

mit geringen Schwarzwilddichten. Über Raum- und Habitatnutzung des Schwarzwildes in solchen Lebensräumen ist bisher nur sehr wenig bekannt. Die Erkenntnisse aus dieser Studie sollen diese Wissenslücken verringern und als Grundlage für weitergehende Untersuchungen dienen. Aus den Erkenntnissen lassen sich Grundsätzliche Bejagungsmöglichkeiten ziehen, wann stecken die Sauen wo? Raumnutzungsgrößen und Bewegungsmuster sollen auch als Grundlage für Bejagungseinheiten dienen: Wie viele Reviere müssen mindestens zusammenarbeiten?

Die hoch sozialen Wildschweine leben in Familiengruppen, den so genannten Rotten. Insbesondere im Deutschsprachigen Raum führte diese Lebensweise zu einem Bejagungskonzept mit Leitbachenschonung, das aktuell in der Jagdpresse stark diskutiert wird (HOHMANN 2005b, HAPP 2009, HOHMANN 2009, HAPP 2010). Die Jäger wissen um die wichtige Rolle, die dominante Bachen spielen, und wollen diese soziale Organisation bewahren. Wenn die Leitbache erlegt wird, kann es zu Rottenteilungen kommen (KEULING & STIER 2009a), diese Desorganisation soll in der allgemeinen Meinung die ohnehin hohen Reproduktionsraten der Populationen, insbesondere der nachrangigen Bachen, noch weiter steigern. Diese Frage beeinflusst seit neuestem auch die wissenschaftliche Literatur (KEULING 2010c, SCILLITANI et al. 2010). Die Rolle der Leitbache innerhalb der Sozialstrukturen ist derzeit immer noch nicht endgültig geklärt, daher ist auch die Rolle der Leitbache für die Bejagungskonzepte weiterhin eine offene und ungeklärte Fragestellung, sowohl in der wissenschaftlichen wie auch der jagdlichen Literatur. Daher muss die Rolle der Leitbache innerhalb der Gruppen (Rottenstruktur, Zusammenhalt, Bewegungsmuster, Wildschäden) und für Fortpflanzungsprozesse untersucht werden. In dieser Studie sollten diese Fragestellungen mittels Radiotelemetrie und gezielter Leitbachenerlegung angegangen werden.

Erstellung eines Habitateignungsmodells

Wie zuvor erwähnt ist die Bestandsdichte des Schwarzwildes von der Temperatur und dem Nahrungsangebot abhängig, so dass bei einer globalen Erwärmung die Schwarzwildpopulation stark ansteigen und eine weitere flächenmäßige Ausbreitung stattfinden wird (GETHÖFFER 2005; MELIS et al. 2006). Die Bewegungsmuster des Schwarzwildes zeigen eine hohe Variabilität und saisonale Abhängigkeit. Die zurückgelegten Entfernungen sind abhängig von dem zur Verfügung stehenden Nahrungsangebot und einem Schutz bietenden Habitat (BOITANI et al. 1994, KEULING et al. 2008). Die aktuellen Klimaveränderungen sowie die Veränderungen in der Landwirtschaft und damit einhergehende Landschaftsstrukturänderungen begünstigen den Anstieg und die Ausbreitung des Schwarzwildes (BOITANI et al. 1994, MELIS et al. 2006, GETHÖFFER et al. 2007, KEULING et al. 2008).

In den letzten Jahrzehnten ist die Analyse von Faktoren, die Vorkommen und Abundanzen der Wildtiere beeinflussen, gestützt auf Geographische Informationssysteme (GIS) und statistischen Analyseverfahren sehr wichtig geworden. Diese Technik erlaubt, Beziehungen zwischen Vorkommen und Bestandsdichten auf der einen sowie Faktoren wie topografischen, Umwelt- und Klimavariablen auf der anderen Seite herzustellen. Diese Technik, die als „Habitatmodellieren“ bekannt ist, erlaubt die Identifizierung der Habitateignungen unterschiedlicher Gebietskulissen für bestimmte Zielarten, was für das Management gefährdeter wie auch zahlreicher Arten große Bedeutung erlangt hat. Daher wurde eine Habitateignungsprognose für die Schwarzwildpopulation in Niedersachsen mit Blick auf eine Zweiteilung des Bundeslandes erstellt. In den walddreichen Gebieten in Ost- und Süd-Niedersachsen ist eine Stagnation der Jagdstrecken zu erkennen. Der westliche Teil Niedersachsens ist überwiegend geprägt durch Agrarlandschaft mit einem höheren Anteil an Grünlandflächen und einem geringen Waldbestand. In einigen der Landkreise in Nordwest-Niedersachsen wurden bisher nur sehr wenige bzw. im Landkreis Wesermarsch und einigen Kreisfreien Städten sogar noch gar keine Sauen erlegt. Ob sich das in der Zukunft ändern wird, soll hier überprüft werden, wobei nur Flächenparameter wie zum Beispiel Größe, Nutzung und Abstände zu anderen Flächen in ein Modell einfließen.

Habitateignungsmodelle berechnen die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer zu untersuchenden Art, ausgehend von artrelevanten Umweltparametern. Anhand von Stichproben bei der von jeder betrachteten Fläche das Vorkommen und Nicht-Vorkommen sowie die entsprechenden Habitatparameter erhoben werden, können Regeln, die die Vorkommenswahrscheinlichkeit prognostizieren, abgeleitet werden. Als Grundlagendaten der Vorkommen können folgende Daten dienen: indirekte Nachweise, Sichtungen, Jagdstrecken, Telemetriedaten. Für die hier durchgeführten Modelle wurden sowohl die Jagdstrecken auf Gemeindeebene (aus der Wildtiererfassung in Niedersachsen WTE, LfN) und Telemetriedaten aus verschiedenen Untersuchungsgebieten in Niedersachsee und Mecklenburg-Vorpommern verwendet. Bei Einbeziehung möglichst vieler Umweltfaktoren können somit die idealen sowie auch die suboptimalen und wenig geeigneten Lebensräume, in denen Schwarzwild vorkommen kann und in Zukunft, bei gleichbleibender Entwicklung, vorkommen wird identifiziert werden. Theoretisch wäre auch die Prognose potentieller Dichten für die einzelnen Gebiete möglich, nur leider fehlen hierzu derzeit noch Daten, welche Faktoren die Dichten (und nicht nur das Vorkommen) bestimmen und wo in den einzelnen Habitaten die Kapazitätsgrenzen liegen könnten.

Reproduktion

In einer Langzeitstudie im walddreichen östlichen Niedersachsen wurden sehr hohe Reproduktionsraten des Schwarzwildes ermittelt (GETHÖFFER 2005, SODEIKAT & POHLMAYER 2005a,

GETHÖFFER et al. 2007, SODEIKAT et al. 2010). Diese Untersuchung wird im vorliegenden Projekt in geringerem Umfang fortgeführt und um zusätzliche Untersuchungen in stärker agrarisch geprägten Regionen Niedersachsens vergleichend ergänzt. Schwerpunktmäßig sollen somit Gebiete mit starkem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen sowie Landesteile mit sehr geringem Waldanteil erschlossen werden. Zukünftig sollen niedersachsenweit Stichprobengebiete erschlossen werden, um sowohl regional als auch überregional eine Einschätzung des Reproduktionsgeschehens der Wildschweine zu ermöglichen und eventuelle Unterschiede insbesondere in Fetenzahl, Geschlechterverhältnis und Trächtigkeitsprävalenz zu erkennen. Die fortgesetzte Beprobung im Referenzgebiet stellt das Monitoring der Reproduktion des Schwarzwilds sicher.

Da Hausschweine beiderlei Geschlechts bereits in ihrem ersten Lebensjahr geschlechtsreif und auch zur Zucht eingesetzt werden, stellt sich die Frage, inwiefern eine solch frühe Teilnahme am Reproduktionsgeschehen auch für das Wildschwein möglich ist. Mithilfe einer histologischen Untersuchung am Hodengewebe von Tieren im laut Zahnbild fraglichen Alter ist es möglich, einen Zeitpunkt abzuschätzen, zu welchem das theoretische Potential besteht, am Reproduktionsgeschehen teilzunehmen.

Wildschäden

Wildschäden an landwirtschaftlichen Flächen geben eine bestimmte Reflexion der vorhandenen Wilddichte wieder. Zu intensive Schäden sind ein ökonomisches unakzeptables Problem von Seiten der Landwirtschaft und sind je nach Sach- und Rechtslage von der Jägerschaft abzugelten (THIES 2011). Daher liegt es auch im Interesse zuletzt genannter Gruppe, die Schäden möglichst gering zu halten. Mit der durchgeführten Schadenserhebung an Grundlandflächen sollen Schadbilder eruiert, eine Status-quo-Schadenskarte für die Region erstellt und Wildschadensschwer- und -zeitpunkte sowie Faktoren festgestellt werden um Möglichkeiten der Schadensminderung und Vermeidung für Landwirtschaft und Jagd aufzuzeigen.

Durch Schwarzwild verursachte Schäden in Feldkulturen werden anhand verschiedenster Herangehensweisen zwischen Landwirten und Jägern geschätzt. Bei Uneinigkeit besteht des Weiteren die Möglichkeit auf gesetzlichem Wege einen Wildschadensschätzer mit heranzuziehen, wodurch jedoch zusätzliche Kosten anfallen (THIES 2011). Die Schadfläche und die daraus resultierende Schadenssumme werden in jedem Falle geschätzt. Wir testen daher mit der Kite Aerial Photography Technik (KAP) und GPS/GIS Unterstützung (CAYLOR 2000, SLOT 2007, ABER et al. 2008, MORGAN et al. 2010) die Möglichkeit, schnell, einfach und kostengünstig die tatsächliche Schadensfläche zu eruiieren.

Genetische Untersuchungen

Mittels genetischer Analysen lassen sich verschiedenste Sachverhalte untersuchen. So können neben Verwandtschaftsanalysen auch pränatale Geschlechterverhältnisse, Vaterschaftsanalysen sowie Bestandsdichten und Bejagungseffizienzen anhand von genetischen Proben aus den Jagdstrecken oder von gefangenen Tieren ermittelt werden.

Geschlechterverhältnisse

Hier wird das pränatale Geschlechterverhältnis in den untersuchten Populationen molekulargenetisch bestimmt (FONTANESI et al. 2008) und mit den bisher erhobenen Daten der klassischen visuellen Untersuchungsmethode sowie mit dem postnatalen Geschlechterverhältnis der bei der Jagd erlegten Frischlinge verglichen. Auch eine mögliche Verschiebung des Geschlechterverhältnisses während des Verlaufs der Tragzeit wurde untersucht. Im frühen Entwicklungsstadium lässt sich ein zugunsten der männlichen Frischlinge verschobenes Geschlechterverhältnis vermuten. Aufgrund der höheren männlichen embryonalen Sterblichkeit (RALLS et al. 1980, CLUTTON-BROCK & IASON 1986), die auch für andere Säugetiere, wie Hirsche, Kühe und Menschen, belegt wurde (TRIVERS & WILLARD 1973, CLUTTON-BROCK & IASON 1986) und meist in der frühen Trächtigkeit auftritt (TRIVERS & WILLARD 1973, NÄHLIK & SÁNDOR 2003), könnte demnach eine kompensierende Verschiebung zum männlichen Geschlecht hin zu erwarten sein. Dementsprechend wäre im letzten Drittel der Tragzeit sowie postnatal, unmittelbar nach der Geburt, nur ein leichtes Überwiegen der männlichen Frischlinge zu erwarten (BRIEDERMANN 2009). Darüber hinaus könnte aufgrund einer höheren Mortalität der Keiler in den ersten Lebensjahren ein leicht zu den Männchen verschobenes Geschlechterverhältnis zu erwarten sein. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, dass bei Arten, in denen männliche Nachkommen aus ihrem Geburtsort abwandern, während die weiblichen Nachkommen im mütterlichen Streifgebiet verbleiben und um die Ressourcen konkurrieren, die Mütter vermehrt männlichen Nachwuchs hervorbringen, um solche Konkurrenzen zu vermeiden (CLARK 1978).

Zusätzlich wurden Untersuchungen über die Geschlechterverteilung der Föten innerhalb der unterschiedlichen Altersklassen gemacht. Da im Uterus die Männchen durchschnittlich schneller wachsen (CLUTTON-BROCK & IASON 1986) und schwerer als Weibchen sind (BRIEDERMANN 2009), sollte der schwerste Fötus innerhalb eines Wurfes häufiger ein männlicher sein. Mit zunehmendem Alter und höheren Körpermaßen der Bachen sollte auch die Wurfgröße ansteigen. Außerdem lässt sich auch ein Zusammenhang zwischen der Fötenanzahl und dem Geschlechterverhältnis vermuten.

Multiple Vaterschaften

Die vorliegende Untersuchung sollte herausfinden, ob und in welchem Ausmaß in niedersächsischen Wildschweinepopulationen multiple Vaterschaften auftreten. Bei anderen Ungulaten Arten, wie den Weißwedelhirschen oder Gabelhornantilopen konnte dieses Phänomen bereits nachgewiesen werden (DEYOUNG et al. 2002, CARLING et al. 2003). Auch bei verwilderten Hausschweinen (*Sus scrofa domestica*) aus Texas (USA) konnten multiple Vaterschaften beobachtet werden (DELGADO-ACEVEDO et al. 2010). Die Annahme, dass es auch beim europäischen Wildschwein zu multiplen Vaterschaften kommen kann, ist vergleichsweise neu, denn nach BRIEDERMANN (2009) verhalten sich weibliche Tiere monogam und es kommen nur solche Keiler zur Paarung, die es schaffen, durch Imponieren und Rivalenkämpfe, andere Keiler von der zu befruchtenden Bache oder der gesamten Rotte fernzuhalten und diese zu monopolisieren. Dies impliziert, dass es nicht zu multiplen Vaterschaften innerhalb einer Populationsgruppe kommen sollte. Durch statistische Model- und Hochrechnungen konnte zunächst gezeigt werden, dass multiple Vaterschaften innerhalb eines Wurfes selten, aber möglich sind (DELGADO et al. 2008). Die auftreten multipler Vaterschaften beim Wildschwein konnte erstmals an einer französischen Population nachgewiesen werden (POTEAUX et al. 2009, GAMELON et al. 2013). Zudem finden sich einzelne Belege aus portugiesischen, spanischen und polnischen Populationen (COSTA et al. 2012). Ein Nachweis an einer deutschen Population steht bislang aus.

Molekulargenetische Populationsdichtebestimmung der Jagdstrecke

Als wichtigste Fragestellungen in diesem Teilprojekt sind die Bejagungseffizienzen einzustufen, die anhand umfangreicher Jagdstrecken ermittelt werden können. Soll die Jagd ein geeignetes Mittel darstellen um Wildschweinepopulationen zu regulieren, müssen der überwiegende Teil des jährlichen Zuwachses und ein Teil des Bestandes entnommen werden, um die Populationsgröße konstant zu halten (HENNIG 2001). Unter der Annahme, dass die Jagd eine zufällige Stichprobe der Population entnimmt, wurden mittels molekularer Marker, sog. Mikrosatelliten (LITT & LUTY 1989, TAUTZ 1989, WEBER & MAY 1989), die individuellen Genotypen dargestellt. Die Zuweisung von Elternschaften (JONES & ARDREN 2003, CHRISTIE 2010, MÜLLER & BRÜN 2012) und das Verwandtschaftsverhältnis von Jungtieren untereinander (DELGADO et al. 2008, DELGADO-ACEVEDO et al. 2010, MÜLLER & BRÜN 2012) standen im Mittelpunkt der Analyse, da sie Rückschlüsse auf die effektive Populationsgröße zulassen und sich bei ausreichend starker Bejagung ein großer Teil naher Verwandter, vor allem subadulte Vollgeschwister und ein Teil der Eltern, innerhalb der Jagdstrecke identifizieren lassen. Sollte die Jagd dagegen nicht die primäre populationsreduzierende Größe darstellen, würde sich dies durch fehlende Verwandtschaftsverhältnisse, besonders zwischen denen der Jungtiere, in der Jagdstrecke bemerkbar machen.

Daneben wurden das pränatale Geschlechterverhältnis als ein Reproduktionsregulierender Faktor sowie multiple Vaterschaften untersucht.

Jagdstrecken und Umfragen

Eine Analyse der Jagdstrecken lässt Aussagen über Vorkommen, Ausbreitung, Bejagungseffizienzen und wildbiologisch „korrekte“ Streckenstrukturen zu. Daher werden weiterhin die Streckenzahlen in Niedersachsen betrachtet. Wildtiermanagement geht jedoch weit über eine reine Wildbewirtschaftung hinaus. In entsprechende „Management-Konzepte“ müssen neben den Bestands-, Strecken- und Reproduktionszahlen auch weitere Faktoren wie Umwelteinflüsse, Wildbiologie und die sogenannte „human dimension“ einfließen (KEULING 2011a, 2011b, KEULING 2012). Um eine Wildart wie das Schwarzwild zu managen ist es unabdingbar auch Möglichkeiten, Fähigkeiten, Wissensstand und „Willen“ der Jäger einfließen zu lassen. Aus diesem Grund werden seit einigen Jahren im Rahmen der WTE neben einer detaillierten Jagdstreckenerfassung des Schwarzwildes auch Umfragen zu Vorkommen, Beständen, Bejagung und dem Meinungsbild der Jäger getätigt.

Ziele des gesamten Projektes:

- Entwicklung von Methoden zur praktikablen Erfassung von Schwarzwild-Bestandsdichten
- Untersuchung der Raum- und Habitatnutzung des Schwarzwildes in der Agrarlandschaft vergleichend zu älteren Untersuchungen in waldreichen Gegenden
- Untersuchung der Rolle der Leitbächen in Bezug auf Wildschäden, Raumnutzung, Rotenstruktur, Reproduktion und Ausbreitung
- Modellierung potentieller Vorkommen und Ausbreitungsmöglichkeiten
- Vergleich der Reproduktivität in waldreichen und agrardominierten Landschaften
- Überprüfung der Jagdeffizienz
- Ableitung von regional angepassten Bejagungskonzepten

2. Projektgebiete

Die Projektgebiete umfassen drei Regionen: Ostniedersachsen (Reproduktion = LR1, LR6, Bestandsdichteschätzung, genetische Analysen), Südoldenburg (Reproduktion = LR4), Bremervörde (Radiotelemetrie, Reproduktion = LR5, Bestandsdichteschätzung, genetische Analysen). Im Folgenden wird in Bezug auf die Reproduktionsuntersuchungen das ursprüngliche ostniedersächsische Untersuchungsgebiet als Referenzgebiet bzw. Lebensraum 1 (LR1), die neuen Untersuchungsgebiete als LR4 bis LR7 bezeichnet.

Im östlichen Niedersachsen wurden die Reproduktionsuntersuchungen in privaten und staatlichen Jagdbezirken in den Landkreisen Celle und Gifhorn durchgeführt. Diese Untersuchungen dienen als grundlegende Vergleichsstichprobe da hier längere Zeitreihen vorliegen (SODEIKAT et al. 2010). Von 1992 bis 2002 wurde in den Wildschweinbeständen des Untersuchungsgebietes das KSP-Virus (Klassische Schweinepest) nachgewiesen. Nach oralen Immunisierungsmaßnahmen von 1997-2004 gilt das Gebiet seit Juni 2004 als frei von KSP bei Wildschweinen. Die Untersuchungsregion liegt in den Naturregionen (60-130 m NN) Lüneburger Heide und Weser-Aller-Flachland. Die Region ist ausgesprochen Waldreich mit hohen Schwarzwilddichten (vergl. SODEIKAT et al. 2010), die Schwarzwildstreckendichten betragen die gesamte Jagdfläche der Landkreise im Jagdjahr 2010/11 2,47 Stück/100ha (LK CE) bzw. 2,18 Stück/100ha (LK GF).

Der Raum Südoldenburg liegt in der Ems Hunte Geest im Grenzbereich der Landkreise Oldenburg und Cloppenburg. Der Waldanteil liegt bei 15 %. Die mit Wald durchsetzte Agrarlandschaft weist steigende Schwarzwildzahlen auf. Die Strecke betrug im JJ 2010/11 0,57 (LK OL) bzw. 0,17 Stück/100ha (LK CLP).

Das Untersuchungsgebiet „Bremervörde“ liegt in der Stader Geest und erstreckt sich von Steden im LK Osterholz bis Bevern im LK Rotenburg/Wümme (ROW). Angrenzend befinden sich noch Flächen in den LK Cuxhaven und Stade. In der Region dominiert neben vorwiegenden Feldfrüchteanbau von Mais, Roggen und Gerste die Grünlandbewirtschaftung welche auf einer vorherrschenden Moor- und Geestlandschaft betrieben wird. Der Waldanteil in LK ROW liegt bei 15%. Mit 74% wird der größte Teil landwirtschaftlich genutzt. Auf der Hälfte der Ackerflächen wird Mais angebaut. Weitere beliebte Fruchtarten sind Roggen und Gerste. Im LK Osterholz (OHZ) ist die Situation ähnlich (LANDKREIS OSTERHOLZ 2012), ein geringer Waldanteil und eine hohe landwirtschaftliche Nutzung der Fläche kennzeichnen die gesamte Region (Tab. 1, Abb. 1). Der LK OHZ hat einen hohen Anteil von feuchten Marschen und Mooren, daher ist der Grünlandanteil erheblich höher als in vielen anderen LK (Tab. 1). Die zusammenhängenden Flächen der Landesforsten des Untersuchungsgebietes (LK ROW und OHZ) sind jeweils 500 bis 600 ha groß und von landwirtschaftlichen Flächen umgeben.



Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet „Bremervörde“

Tab. 1: Nutzflächenanteile Landkreise (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK 2007)

Landkreis	Gesamtfläche	Waldanteil	Landwirtschaftliche Nutzfläche	davon Ackerland	davon Dauergrünland
Osterholz	65.000 ha	10 %	66 %	21 %	74 %
Rotenburg	207.000 ha	15 %	74 %	44 %	48 %
Cuxhaven	205.778 ha	8 %	70 %	27 %	68 %

Als weiteres Untersuchungsgebiet kommt der Hochwildring Süsing hinzu in deren Kernflächen einige Untersuchungen durchgeführt wurden. Das Kern-Waldgebiet (Forstamt Oerrel) befindet sich etwa 20 km nordöstlich der niedersächsischen Stadt Munster am südlichen Ende des nördlichen Teils des Naturparks Lüneburger Heide. Das ausgewählte Untersuchungsgebiet innerhalb des Forstes hat eine Gesamtfläche von 649 ha und ist Teil eines zusammenhängenden Waldgebietes mit einer Gesamtgröße von ca. 4.000 ha. Die dominierende Baumart dieses Forstes ist die Kiefer, gefolgt von Eichen- und Fichtenbeständen. Hinzu kommen in geringerem Maße Abteilungen mit Douglasie, Lärche und Buche sowie andere Laubbäume mit hohem (aLh) bzw. niedrigem (aLn) Umtrieb (Betriebskarte Niedersächsische Landesforsten 2013). Im Norden und Süden des Waldgebietes grenzen landwirtschaftlich genutzte Flächen an, wobei der Anbau von Mais dominiert.

3. Bestandsdichteschätzung

Methoden

Random Encounter Model, Dichteschätzung mittels Fotofallen

Die Untersuchungen (Tab. 2) zur Bestandsdichte wurden in den Projektgebieten Bremervörde (Beverner Wald Frühjahr 2012, Abb. 2 , Hallah Winter 2012/13, Sommer 2013, Abb. 3, Abb. 4) sowie im Süsing (Sommer 2013, Abb. 4, Herbst 2013) durchgeführt.

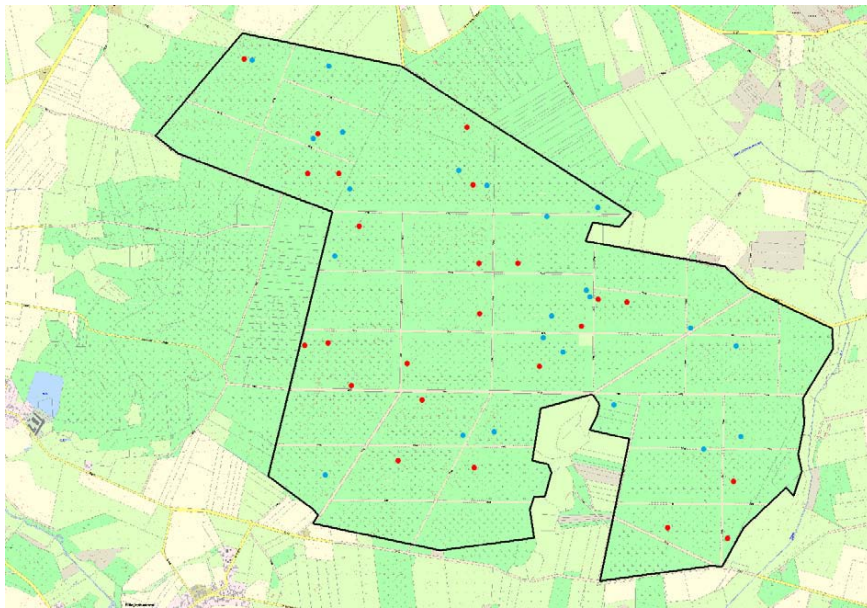


Abb. 2: Kamerastandorte der beiden Durchläufe im Beverner Wald Frühjahr 2012 (Studie 1). Rote = erster Durchlauf, blau = zweiter Durchlauf, Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011

Tab. 2: Aufstellungszeiträume und Anzahlen Fotofallen der einzelnen Durchläufe und Teilgebiete. In Teilgebieten mit mehreren Durchläufen wurden die Fotofallen jeweils neu positioniert.

Studie	Teilgebiet	Durchgang	Anzahl Fotofallen	Zeitraum der Durchläufe
1	Beverner Wald	1-1	24	16.02.-30.03.2012
		1-2	24	01.04.-13.05.2012
2	Hallah/Els	2-1	21	10.12.2012-16.01.2013
		2-2	21	17.01.2013-25.02.2013
		2-3	21	27.02.-19.03.2013
3	Ahe	2-4	10	03.02.-20.03.2013
	Kuhstedt	2-5	10	02.02.-20.03.2013
3	Hallah/Els	3-1	25	11.07.-13.08.2013
		3-2	35	13.08.-17.09.2013
		3-3	25	16.07.-18.08.2013
		3-4	34	18.08.-19.09.2013
4	Langlinger Heide	4-1	20	12.11.-26.11.2013

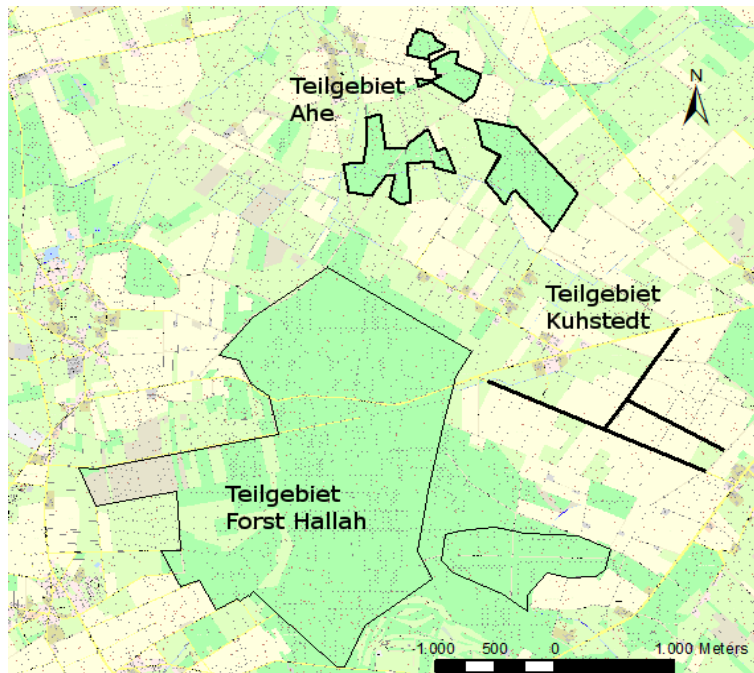


Abb. 3: Untersuchungsgebiet „Hallah“ mit den drei Teilgebieten. Das Teilgebiet Forst Hallah/Els (2012/13; Studie 2) ist vollständig bewaldet, das Teilgebiet Kuhstedt ist nahezu gehölzfrei und befindet sich in landwirtschaftlicher Nutzung, das Teilgebiet Ahe bildet eine Mischform aus Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011

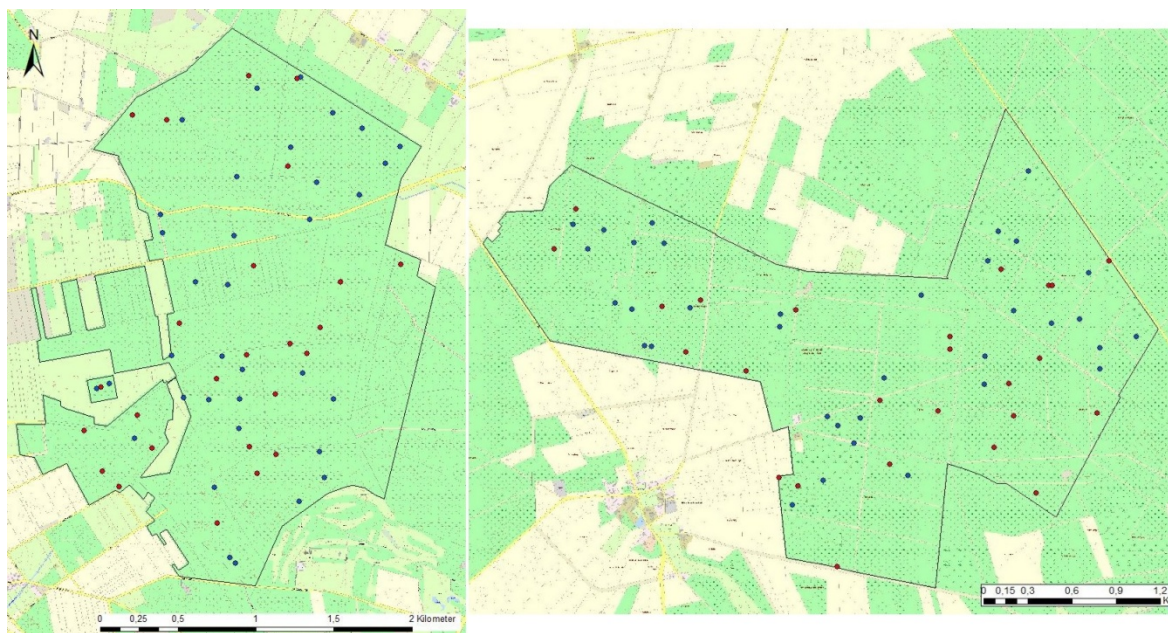


Abb. 4: Untersuchungsgebiete der Studie 3 mit Kamerastandorten, Sommer 2013, links Hallah/Els, rechts Wettenbostel. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011 und 2012

Die hier angewandte Methode zur Populationsdichteabschätzung mit Hilfe von Fotofallen beruht auf dem sogenannten Random Encounter Model (REM), das von (ROWCLIFFE et al. 2008) zuerst vorgestellt und angewandt wurde. Grundlage ist dabei das sogenannte ideale Gasmodell (s.a. HUTCHINSON & WASER 2007). Die REM-Methode erlaubt es, die Populations-

dichte einer untersuchten Tierart aus den bestimmten Größen wie der Anzahl der durch die Fotofallen erbrachten Fotos, dem Zeitraum, dem Radius des Detektionsbereiches der Fotofallen und der durchschnittlichen Geschwindigkeit der Tiere im Untersuchungsgebiet zu errechnen. Dazu müssen Fotofallen per Zufallsprinzip im Untersuchungsgebiet verteilt werden. Im Programm Arcmap 10.1 (ESRI) wurden auf einer digitalen Karte die jeweiligen Grenzen der Untersuchungsgebiete definiert, und innerhalb dieser zufällig verteilte Punkte generiert. Damit die Detektionsbereiche der Fotofallen sich nicht überschneiden, war ein Mindestabstand der Punkte von 100m festgelegt. Die digitale Karte wurde auf einen MobileMapper 10 (Ashtech) hochgeladen. So war es möglich, die Punkte mit GPS-Unterstützung im Gelände anzusteuern und die Fotofallen dort aufzustellen. Um das REM korrekt anwenden zu können, ist es maßgeblich, den Detektionsbereich der eingesetzten Fotofallen zu kennen. Dazu wurde umfangreiche Fotofallentests durchgeführt.

Es wurden ausschließlich Fotofallen der Marke Bushnell Modell TrophyCam 2011 und TrophyCam HD 2012/2013 verwendet.

Tab. 3: Kameraeinstellungen der Bushnell TrophyCam

Parameter	Einstellung
Mode	Camera
Image Size	8 M Pixel
Image Format	Full Screen
Capture Number	3 Photos
LED Control	Medium
Interval	1 second
Sensor Level	Normal bzw. Auto bei HD-Geräten
Time Stamp	On
Field Scan	Off
Coordinate Input	Off
Video Sound	Off

Zur Bestimmung der Populationsdichte nach der REM Methode errechnet sich die Dichte aus dem Produkt der Quotienten aus Anzahl der Fotografien pro Zeitintervall und Pi zu dem Produkt aus durchschnittlicher Wanderungsgeschwindigkeit der Tierart und dem Abbildungssektor der Kamera mit:

$$D = \frac{y}{t} \frac{\pi}{vr(2 + \theta)}$$

D = Dichte am Kamerastandort

y = Anzahl der Captures

t = Anzahl Tage der Kamera im Feld

v = durchschnittliche Wanderungsgeschwindigkeit der Tierart [km/Tag]

r = optimale Abbildungsentfernung (Radius) der Kamera

θ = Kamerawinkel (in Bogenmaß)

Die durchschnittliche Wanderungsgeschwindigkeit von Wildschweinen im Frühjahr 2012 wurde der Literatur mit 3,86 km/Tag (IHDE 2004) entnommen. Für die weiteren Untersuchungen wurden die Daten aus den parallel laufenden Telemetrieprojekten verwendet (3,48 km/Tag).

Die Detektionsparameter für die Kameras wurden empirisch bestimmt, der Abbildungswinkel betrug $45,04^\circ \pm 5,20$ (Bogenmaß = 0.81). Die optimale Reichweite wurde in Studie 1 auf 17 m, aufgrund neuerer Tests danach auf 8 m festgelegt.

Treten die Tiere nicht solitär sondern in Gruppen auf, so muss die so ermittelte Dichte für die durchschnittliche Gruppengröße korrigiert werden. Zur korrekten Anwendung des REM bei sich in Gruppen bewegendem Tieren ist es wichtig, die durchschnittliche Größe dieser Gruppen zu kennen. Da Gruppengrößen auch durch den Lebensraum mitbeeinflusst werden, ist es vorteilhaft, konkrete durchschnittliche Gruppengröße im Untersuchungsgebiet zu kennen. Die Arbeit mit Fotofallen bietet den Vorteil, die Gruppengrößen direkt aus dem vorhandenen Fotomaterial ermitteln zu können, was in der vorliegenden Studie so gehandhabt wurde.

Daher gilt

$$D_s = \frac{\sum D * g}{N_{ft}}$$

D_s = Dichte im Untersuchungsgebiet für diesen Durchgang

g = mittlere Gruppengröße

N_{ft} = Anzahl Fotofallen in diesem Durchgang

Die Auswertung der Fotofallen-Bilder erfolgte mithilfe der Microsoft-Access-Anwendung WildPicture (SCHÄFER 2013), die Berechnungen der Dichten und eine nachgeschaltete bootstrap-Analyse wurden mit R gerechnet (R CORE TEAM 2012).

Ansitzzählung

Die vom ITAW entwickelten Zählbögen wurden an örtliche Jäger der Landkreise Gifhorn, Wolfenbüttel, Celle, Lüneburg, Osterholz, Rotenburg, Heidekreis und Uelzen im nordöstlichen Niedersachsen ausgegeben (Abb. 5), die im Frühjahr 2012, in den Monaten März und April, in ihren Revieren eine bis zwei Zählungen durchführen (vergleiche GRÄBER et al. 2013). Die Erfassung der einzelnen Tierarten erfolgt von Hochsitzen aus. Die Beobachtungspunkte werden von jedem Jäger selbst gewählt. Während der Zählungen findet keine Jagd ausübung statt. Die Zählungen werden jeweils zwei Stunden vor bis eine Stunde nach Sonnenuntergang durchgeführt, alternativ eine Stunde vor Sonnenaufgang bis zwei Stunden danach. Aufgenommen werden Datum, Uhrzeit, Entfernung, Wildart, Geschlecht, Altersklasse sowie

etwaige Störungen, die während der Beobachtung auftreten. Die bei der Zählung einsehbare Fläche wird anhand von Karten berechnet oder ggf. von den Beobachtern geschätzt.

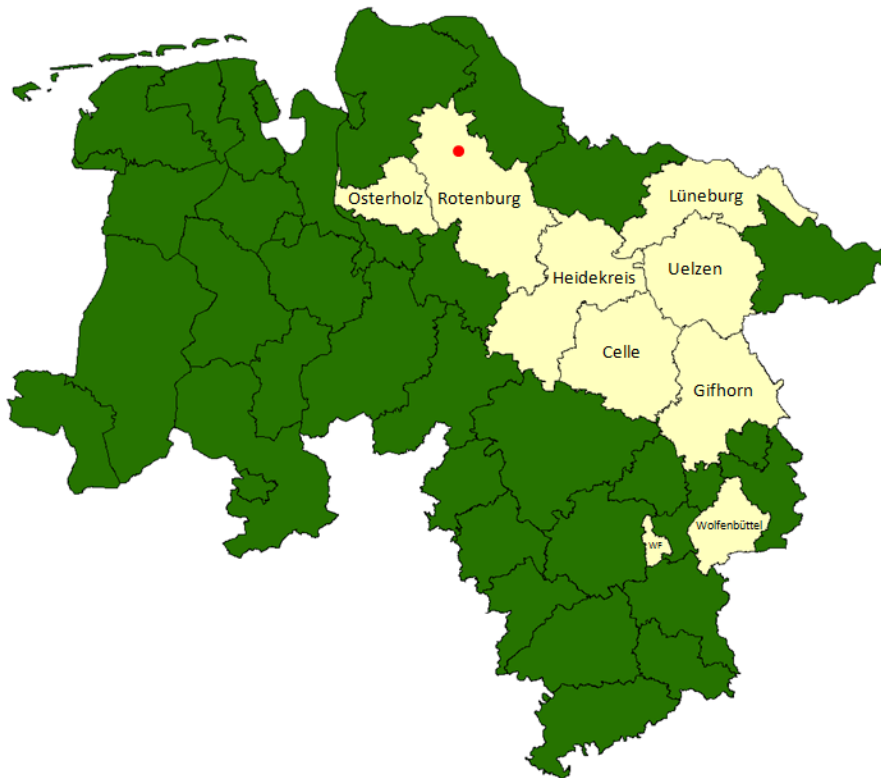


Abb. 5: Die an den Ansitzzählungen teilgenommenen Landkreise sind hell dargestellt. Der rote Punkt zeigt die Position des Untersuchungsgebietes Beverner Wald (Kartenquelle: ESRI Data & Maps 2000, 2005 & Kreisgrenzen 2009).

Die Auswertung der Daten hinsichtlich der Dichteschätzung erfolgt durch das Programm DISTANCE 6.0 (THOMAS et al. 2006). Die Analyse wird mit drei Modellen (half-normal, hazard-rate, uniform) mit erweiternden Bedingungen (cosine, simple polynomial oder hermite polynomial) zur Bestimmung der „detection function“ (Entdeckungsfunktion, $f(p)$) durchgeführt. Die Modelselektion erfolgt über den „Akaike’s Information Criteria“ (AIC), wobei der geringste AIC-Wert ausschlaggebend ist. Die Entdeckungsfunktion wird mit allen Sichtungen in allen Landkreisen ermittelt und im Anschluss daran erfolgt eine Filterung der Tierdaten. Als Vergleichswerte werden aus den Jagdstrecken mittels mittlerer Reproduktionsrate zurückgerechneter Frühjahrsdichten herangezogen:

Potentielle Frühjahrsdichte = Jagdstreckendichte / Reproduktionsrate

Hierbei gilt die Annahme, dass die Jagdstrecke dem Zuwachs entspricht, also effektiv regulierend war. Als Reproduktionsrate nehmen wir 220% an, d.h. das langjährige Mittel der Untersuchungen aus Ostniedersachsen abzüglich einer postnatalen Sterblichkeit von 15 % (in Anlehnung an MARTYS 1982).

Ergebnisse

REM-Methode

Studie 1, Beverner Wald Frühjahr 2012

Insgesamt konnte, bei einer durchschnittlichen Anzahl von $1,30 \pm 0,47$ ($\bar{x} \pm SD$) bzw. $1,14 \pm 0,49$ ($\bar{x} \pm SD$) Individuen pro Foto, eine Populationsdichte von $1,05 \pm 0,56$ ($\bar{x} \pm SD$) Individuen pro 100 Hektar als Frühjahrsdichte bestimmt werden, wobei dieser Wert nur wenig von der, an Hand der Jagdstrecke bestimmten, potentiellen Frühjahrsdichte 2011 von 1,44 Individuen pro 100 Hektar abweicht.

Das Aktivitätsmuster der Wildschweine im Untersuchungsgebiet zeigt dabei den für diese Tierart typischen nächtlichen Schwerpunkt in der Aktivitätsperiode (Abb. 6).

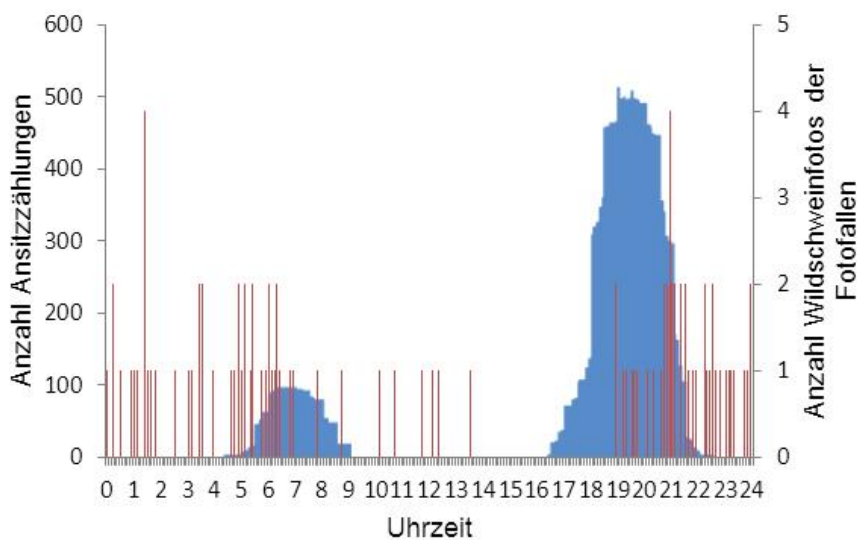


Abb. 6: Aktivitätsrhythmen: Anzahl der DS-PTC Anstichzählungen bezogen auf die Uhrzeit im Vergleich zur Aktivität der Wildschweine im Untersuchungsgebiet Beverner Wald (REM): Die roten Linien stellen Zeitpunkt und Anzahl Fotos von Wildschweinen der Fotofallen dar. Die blauen Säulen zeigen die Anzahl der Anstichzählungen bezogen auf die Uhrzeit.

Studie 2, Hallah-Ahe-Kuhstedt Winter 2012/13

Insgesamt entstanden 58245 Bildaufnahmen. Die Schwarzwild-Aufnahmen wurden in insgesamt 220 Captures eingeteilt, von denen 106 für die weiteren Berechnungen genutzt werden konnten (Tab. 4). Es konnten auf den Fotofallen-Bildern 19 verschiedene Arten bestimmt werden (Abb. 7). Singvögel konnten in den meisten Fällen aufgrund der Bildqualität nicht genauer bestimmt werden, weshalb sie zusammen eine Kategorie bilden. Stein- und Baumrarder wurden, falls eine Unterscheidung möglich war, getrennt aufgelistet, ansonsten ebenfalls zusammengefasst.

Die durchschnittliche Wildschwein-Gruppengröße betrug im Mittel 1,401 (SD=1,255; N=157) Tiere pro Gruppe, der Median der Werte lag bei 1. Zwischen den Gruppengrößen, die in den

Teilgebieten Ahe und Hallah beobachtet wurden, konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Wilcoxon-Rangsummentest, $p = 0,727$). Betrachtet wurden lediglich die Teilgebiete Ahe und Hallah, da im Teilgebiet Kuhstedt nur ein Fotoereignis mit Schwarzwild stattfand. Da zwischen den Gruppengrößen in den einzelnen Teilgebieten kein signifikanter Unterschied festgestellt werden konnte, wurde der für die weiteren Berechnungen herangezogene Mittelwert aus allen Beobachtungen gebildet.

Tab. 4: Gesamtanzahl der Fotoaufnahmen in Studie 2, aufgeteilt nach Teiluntersuchungsgebiet und Durchgang

Teilgebiet	Durchgang	N Aufnahmen	N SW-Captures gesamt	N SW-Captures Entfernung > 8m
Hallah/Els	2-1	12609	39	24
	2-2	16278	59	28
	2-3	11261	105	44
Ahe	2-4	2772	16	9
Kuhstedt	2-5	15325	1	1
Gesamt		58245	220	106

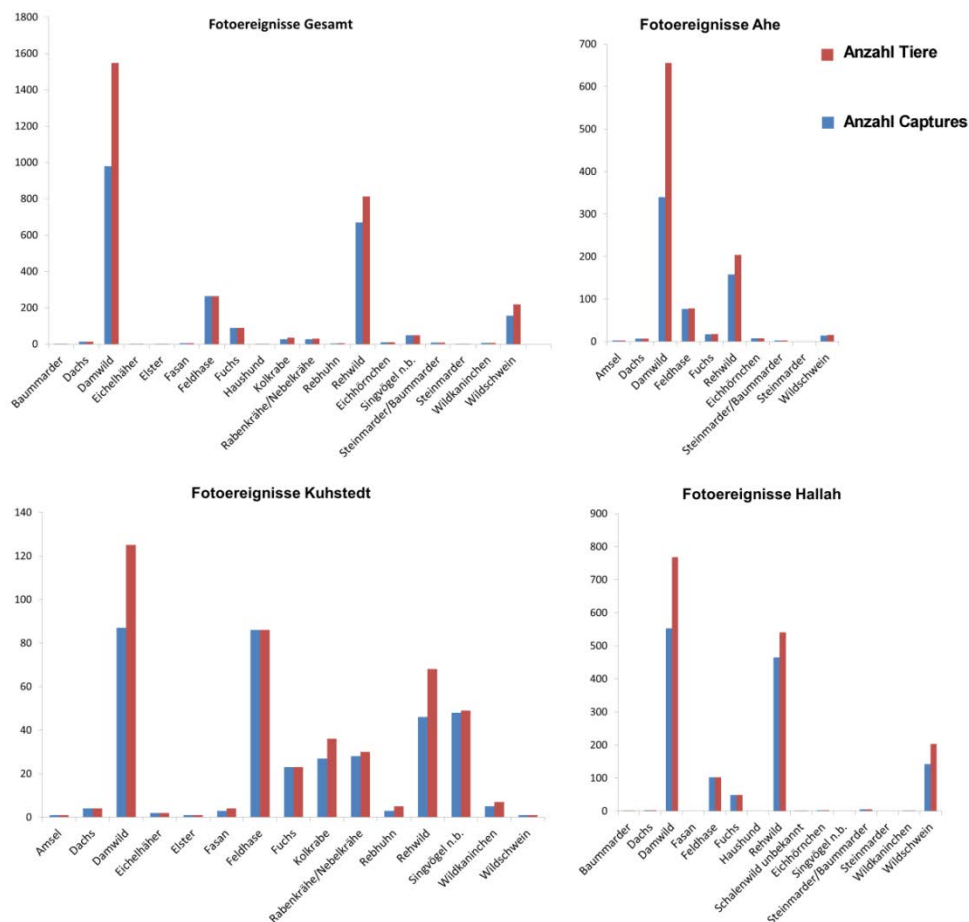


Abb. 7: Anzahl captures und Anzahl der abgebildeten Tiere der verschiedenen Arten gesamt und in den drei Teilgebieten der Studie 2

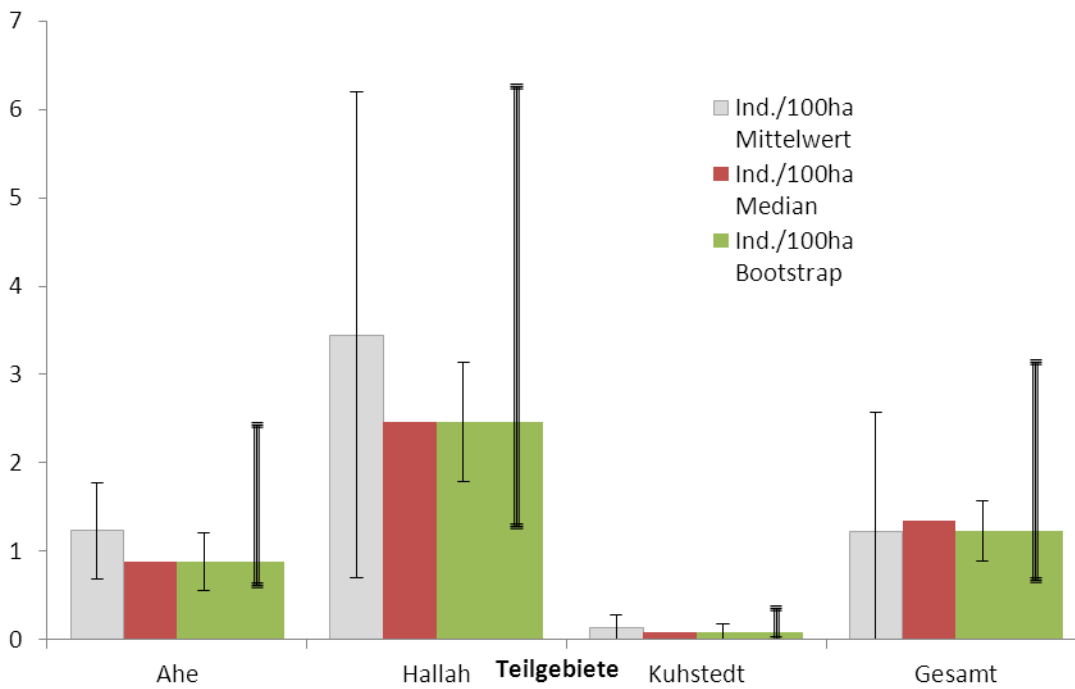


Abb. 8: Graphische Darstellung der REM-Ergebnisse in Individuen/100ha. Jeweils pro Teilgebiet dargestellt sind die Dichten basierend auf dem Mittelwert und dem Median der Gruppengröße sowie das Bootstrap-Ergebnis. Die dünnen Linien stellen jeweils die Standardabweichung dar, die dicken Linien die per Bootstrap berechneten 95%-Konfidenzintervalle.

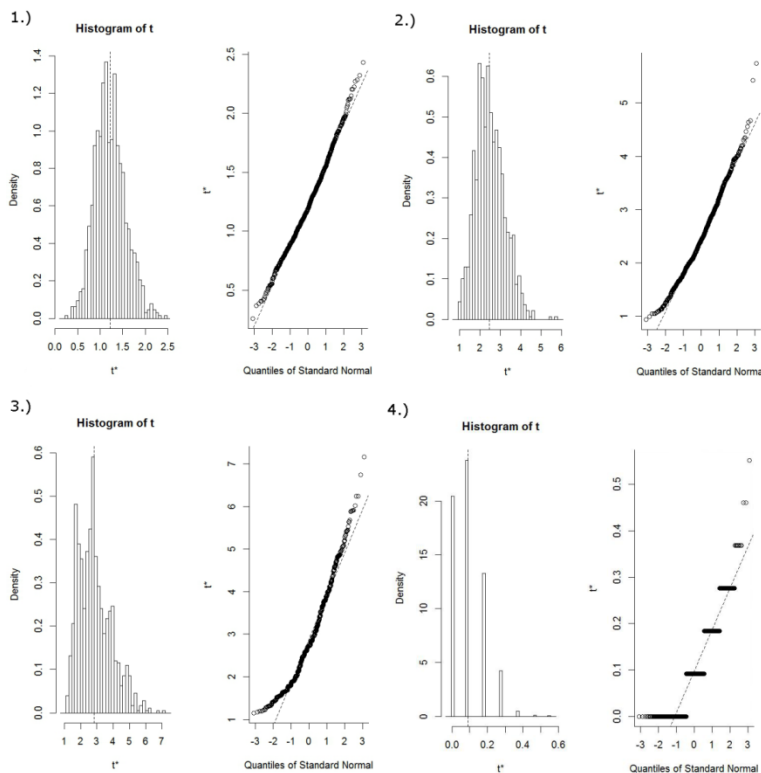


Abb. 9: Graphische Darstellung der Bootstrap-Ergebnisse. Das Gesamtergebnis (1), Teilgebiet Hallah/Els (2), Teilgebiet Ahe (3), Teilgebiet Kuhstedt (4).

Die Dichten im Untersuchungsgebiet unterschieden sich in den drei Teilgebieten deutlich (Abb. 8) Der Punkt „Gesamt“ stellt das Ergebnis der Berechnung für den Zeitraum (2.2.2013-

19.3.2013) dar, in dem in allen Teilgebieten parallel Kameras aktiv waren. Es wurde ein tendenzieller Unterschied der REM-Ergebnisse der drei einzelnen Durchgänge im Teilgebiet Hallah festgestellt, und zwar unterschied sich der dritte von den ersten beiden Durchgängen. (Wilcoxon-Rangsummentest: D1-D2 $p = 0,527$; D1-D3 $p = 0,068$; D2-D3 $p = 0,069$)

Die Bootstrapanalyse zeigt, dass die Ergebnisse für die Gesamte Untersuchung und für Hallaha als zuverlässig angesehen werden können. Auch in Ahe scheinen die Ergebnisse vertrauenswürdig zu sein. Für das Teilgebiet Kuhstett ist dagegen aufgrund des geringen N keine zuverlässige Dichteberechnung erlaubt (Abb. 9).

Studien 3 & 4, Hallah & Wettenbostel Sommer 2013, Langlinger Heide Herbst 2013

Insgesamt entstanden 18261 Bildaufnahmen. Die Schwarzwild-Aufnahmen wurden in insgesamt 261 Captures eingeteilt (Tab. 5). Es konnten auf den Fotofallen-Bildern 15 verschiedene Arten bestimmt werden.

Tab. 5: Gesamtanzahl der Fotoaufnahmen in Studie 3, aufgeteilt nach Teiluntersuchungsgebiet und Durchgang

Teilgebiet	Durchgang	N Aufnahmen	N Captures gesamt	N SW-Captures
Hallah/Els	3-1	2057	234	5
	3-2	5526	302	12
Wettenbostel	3-3	4430	302	49
	3-4	5128	463	175
Langlinger Heide	4-1	1120	340	20
Gesamt		18261	1641	261

Die durchschnittliche Wildschwein-Gruppengrößen betragen in Hallah/Els 3,20 und 1,50 Sauen/Rotte, in Wettenbostel 2,49 und 1,08 sowie in der Langlinger Heide 2,10. Die Dichten (Abb. 10) in den Untersuchungsgebieten unterschieden sich deutlich zwischen den beiden Untersuchungsgebieten im Süsing (Wettenbostel 9,7 Sauen/100ha, Langlinger Heide 12,0 Sauen/100ha) und in Hallah (0,7 Sauen/100ha). Auch hier gab es tendenziell Unterschiede im zeitlichen Verlauf, so war im Hochsommer (Durchgang 3-1 und 3-3) in beiden Teilgebieten eine etwas geringere Dichte zu beobachten als im Spätsommer (3-2 und 3-4). Im Herbst (4-1) war die Dichte dann im Süsing wieder etwas geringer. Dieses könnte sich daraus ergeben, dass die Rotten nach dem Aufenthalt in den Feldern wieder in den Wald zurückkehren, im November sollte aufgrund der Bejagung dann die Dichte bereits wieder stärker abgenommen haben. Im Untersuchungsgebiet Langlinger Heide hat drei Tage vor Beginn der Untersuchung eine Drückjagd stattgefunden, so dass die Dichte sowohl aufgrund der Bejagung als auch aufgrund von Ausweichbewegungen geringer gewesen sein könnte. Auch grundsätzliche Unterschiede der Schwarzwilddichten in den beiden benachbarten Teilgebieten Wettenbostel und Langlinger Heide können nicht ausgeschlossen werden.

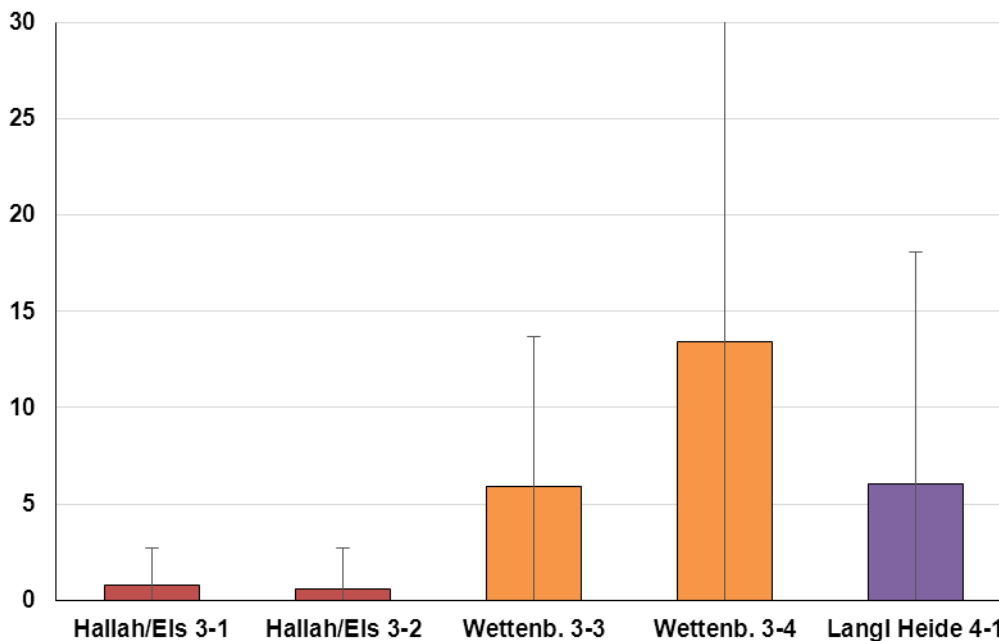


Abb. 10: Graphische Darstellung der REM-Ergebnisse in Individuen/100ha. Jeweils pro Teilgebiet und Durchgang dargestellt sind die Dichten und die Standardabweichung basierend auf dem Mittelwert der Gruppengröße.

Ansitzzählung

Zur Auswertung kamen insgesamt 1056 Zählungen, deren Schwerpunkt in den Landkreisen Lüneburg und Heidekreis lag. Der überwiegende Anteil der Zählungen lag dabei in den abendlichen Dämmerstunden (Abb. 6). Von allen Zählungen konnten im Untersuchungszeitraum nur 61 Beobachtungsprotokolle mit Wildschweinsichtungen ausgewertet werden.

Tab. 6: Parameterschätzung für alle Landkreise über DISTANCE für Frühjahr 2012 sowie Jagdstreckendichten und potentielle Frühjahrsdichten für 2011 bezogen auf 100 ha.

Landkreis	D(S)	CI	D	CI	HI	FD		
Gifhorn	1,09	0,44	2,75	7,37	2,85	19,05	1,77	0,8
Wolfenbüttel	0,28	0,19	0,42	1,97	1,17	3,08	1,46	0,66
Celle	0,084	0,048	0,115	0,56	0,3	1,04	1,77	0,8
Lüneburg	0,154	0,1	0,23	1,04	0,64	1,67	1,81	0,82
Osterholz	-	-	-	-	-	-	0,53	0,24
Rotenburg (Wümme)	0,045	0,025	0,082	0,3	0,16	0,51	0,84	0,38
Heidekreis	0,062	0,042	0,092	0,42	0,26	0,67	1,57	0,71
Uelzen	-	-	-	-	-	-	1,87	0,85

D(S) = Dichte der Cluster, CI = 95% Konfidenzintervall, D = Dichte der Individuen, HI = hunting index (Jagdstreckendichte), FD = potentielle Frühjahrsdichte

Die mit DISTANCE 6.0 ermittelten Populationsdichten wichen in den einzelnen Landkreisen zum Teil stark von den potentiellen mittleren Frühjahrsdichten 2011 ab (Tab. 6). Die höchste Dichte wurde im Landkreis Gifhorn mit 7,37 Individuen pro 100 Hektar bei einer potentiellen Frühjahrsdichte 2011 von 0,8 Individuen pro 100 Hektar bestimmt. Die niedrigste im

Landkreis Rotenburg mit 0,3 Individuen pro 100 Hektar bei einer potentiellen Frühjahrsdichte 2011 von 0,38 Individuen pro 100 Hektar. Für die Landkreise Osterholz und Uelzen konnten auf Grund ausgebliebener Wildschweinsichtungen keine Dichten berechnet werden.

Diskussion der Eignung der Bestandsermittlungsmethoden

Vergleicht man die mittels der REM-Methode ermittelten Populationsdichten (Studie 1) mit den potentiellen Frühjahrsdichten, so lässt sich eine erfolgreiche Anwendung der Fotofallen-Methode zeigen. Berücksichtigt man darüber hinaus noch die verschiedenen Kleinhabitats des Untersuchungsgebiets sowie die beiden zeitlichen Perioden des Untersuchungszeitraums, nähern sich die mit dieser Methode ermittelte Populationsdichte dem über die Jagdstrecke vorhergesagten Frühjahrsbestand noch weiter an. Hierbei ist, wie auch für die Ansitzzählungen, zu bemerken, dass es sich bei der potentiellen Frühjahrsdichte lediglich um einen rückgerechneten sehr groben Wert handelt, der lediglich zum Vergleich dient.

Die Ansitzzählung mittels DS-PTC ist eine kostengünstige Methode zur Ermittlung von Populationsdichten von Schalenwild. Neben methodischen Schwierigkeiten, so sind z.B. die Positionen der Hochsitze nicht wie eigentlich zu fordern zufallsverteilt, war es vor allem die geringe Anzahl an Wildschweinsichtungen, die in einigen Landkreisen zu den von den potentiellen Frühjahrsdichten 2011 erheblich abweichenden Bestandsschätzungen führten. Die geringe Zahl von Wildschweinsichtungen im Vergleich zu denen der anderen Schalenwildarten kann aber auch nicht zuletzt auf unterschiedliche Aktivitätsrhythmen von Beobachtern und Wildschweinen zurückgeführt werden (Abb. 6). Während die Ansitzzählung vor und während der Dämmerung durchgeführt wurde beginnt die Hauptaktivität der Wildschweine meistens erst in der Nacht (KEULING et al. 2008, 2009), dies zeigten auch die Auswertungen der Fotofallen (Abb. 6). Eine kombinierte Zählung von dämmerungs- und nachtaktivem Schalenwild scheint daher nur eingeschränkt möglich zu sein. Da die Aktivitätszyklen von den Tages- und Nachtlängen abhängig sind (ANDRZEJEWSKI & JEZERSKI 1978) und sich dementsprechend im Sommer der Aktivitätsbeginn vor den Zeitpunkt des Sonnenuntergangs verschiebt (MAUGET 1980, IHDE 2004), sollten Zählungen nachtaktiver Tiere möglichst im Frühsommer stattfinden. UMBACH (2009) zeigte, dass gemeinschaftliches Ansitzen an Kirrungen durchaus eine geeignete Methode zum Erfassen von Wildschweinbeständen sein kann. Er wählte aus diesem Grund Mitte Juni für den Zeitpunkt der Zählungen, die Zeitphase mit dem längsten Tagen und den kürzesten Nächten. Daher verdienen nicht zuletzt die Zeitperioden, zu denen Zählungen durchgeführt werden, einer besonderen Beachtung.

Bestandsänderungen der untersuchten Population konnten in den Ergebnissen der REM (Studie 2) abgebildet werden. Zwar zeigt sich während des Untersuchungszeitraumes und

der darin stattfindenden Jagden keine Populationsabsenkung, allerdings ist eine tendenzielle Zunahme mit dem Erscheinen der ersten Frischlinge auf den Fotos zu beobachten. Da die Methode gut anwendbar ist und trotz der Verletzung einer Grundannahme plausible Zahlen produzieren konnte, ist eine weitergehende Forschung in dieser Richtung dringend anzuraten. Kenntnisse zur Habitatnutzung des Wildschweines sind weiter auszubauen und in die REM-Methode einzubringen. Mit der Integration der verschiedenen Laufstrecken in das Modell wird eine flächendeckende Anwendung der REM möglich. Für die Zukunft wäre, nach Abklärung der datenschutzrechtlichen Grundlagen, eine Nutzung der Fotofallendaten privater Anwender im Rahmen eines standardisierten Verfahrens für ein landesweites Schwarzwild-Monitoring denkbar. Weiter könnten Fotofallen zur Populationsdichtebestimmung anderer, schwer abzuschätzender Arten herangezogen werden, um ihre Anwendbarkeit zu überprüfen.

Trotz noch vorhandener Kritikpunkte zeigt die vorliegende Untersuchung, dass die REM-Methode auf Schwarzwild anwendbar ist. Die errechneten Populationsgrößen sind plausibel, was nicht zuletzt die deutlichen Unterschiede in den REM-Dichten zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten zeigen. Ebenso konnte ein tendenzielles Ansteigen der Populationsdichte mit dem Erscheinen der ersten Frischlinge im Modell abgebildet werden, was für die hohe Auflösung der Methode spricht. Die eingangs gestellte Frage nach der Anwendbarkeit der REM auf das Schwarzwild kann somit positiv beantwortet werden, auch wenn gewisse Anpassungen des Modells sicher noch notwendig sind.

Für Managementfragen muss jedoch noch ein Weg gefunden werden die Dichten mit größerer Sicherheit auf größerer Fläche ermitteln zu können. Die Unsicherheit aufgrund der hohen Standardabweichungen macht das Modell zu sehr angreifbar, so dass eine Jagdtrecke, die nahe an der benötigten Abschöpfung liegt, zwar ggf. nicht ausreichend ist, diese Aussage aber leider nicht mit Sicherheit getroffen werden kann. Außerdem muss die Dichte innerhalb eine Bejagungsgemeinschaft (Hegering, Hegegemeinschaft etc.) auf der ganzen Fläche bekannt sein, um die Effizienzkontrolle zu bekommen.

Die Umsetzung einer flächendeckenden Dichteberechnung scheint durchaus möglich, jedoch müsste die Genauigkeit erst überprüft werden. So würden in den einzelnen Jagdbezirken sicherlich verschiedene Kameramodelle eingesetzt, die nicht immer an unabhängigen bzw. zufälligen Standorten aufgestellt werden. Die Übermittlung der Fotos an eine zentrale Auswertungsstelle stellt ein zusätzliches logistisches Problem dar. Dies alles ist machbar, wenn alle Beteiligten mitmachen wollen.

4. Radiotelemetrie

Methoden

Fang und Markierung

Im Untersuchungsgebiet, Raum Bremervörde wurden im Frühjahr 2011 insgesamt elf Fanganlagen aufgestellt. Dabei wurden je fünf Fallen auf die Revierförstereien Bevern (Beverner Wald und Falje), und Hallah (Els und Steden) verteilt (Abb. 11). Eine Kastenfalle wurde in Revier Minstedt neben dem Wasserwerk aufgestellt. Die Drahtkastenfallen haben eine Fläche von 1x3m und haben an der Vorderseite eine Falltür eingelassen. Im hinteren Teil der Falle wird eine Schnur gespannt, die auf Berührung die Falltür auslöst. Als Lockmittel wird Mais verwendet. Die Fallen werden erst scharf gestellt, wenn sichergestellt ist, dass die Fallen von den Sauen zuverlässig angenommen sind. Die Fallenkontrolle erfolgt mit dem ersten Tageslicht.

Zu den im ersten Projektjahr betriebenen Fallen wurden 2012 zusätzlich je ein Fangcorral im Beverner Wald und in Hallah aufgebaut. Die Corrale wurden von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz ausgeliehen. Dabei wurde im Beverner Wald, der Standort von B4 gewählt, während in Hallah ein neuer Standort ausgesucht wurde. Die Kastenfalle von B4 wurde nahe des Golfplatzes in der Eigenjagd Giehlermühlen, nach Hinweis des dortigen Revierinhabers aufgebaut (Abb. 11). Die aufgestellten Fallen wurden ohne weitere Änderung in 2013 beibehalten. Alle Fallen wurden schließlich im August 2013 abgebaut.



Abb. 11: Verteilung der Fallenstandorte. Links Steden und Hallah, rechts Minstedt, Falje und Beverner Wald

Frischlinge bis ca. 40 kg Leberkörpermass wurden in einen kleinen Abfangkasten umgetrieben, in diesem gewogen, dann mit der Hand gegriffen, vermessen und markiert (Abb.

12). Sauen über 60kg wurden in einem großen Abfangkasten (Abb. 13) nach BOHN (BRIEDERMANN 1990), welcher zusätzlich mit einem separaten Auslass versehen wurde, gehandhabt (vergl. auch EISFELD & HAHN 1998, SODEIKAT & POHLMAYER 1999, KEULING & STIER 2009b).



Abb. 12: Abfangkasten nach BOHN und einsetzen der kleinen Ohrmarke

Um die radiotelemetrischen Daten durch Ermittlung der Entfernung des Erlegungsortes zum Fangort zu ergänzen, werden alle Wildschweine zusätzlich mit einer kleinen Ohrmarke (Caisley *FlexoPlus* R/D Data Geno) versehen, auf denen neben einer fortlaufender Nummerierung, die Telefonnummer des Instituts für Wildtierforschung in Hannover vermerkt ist, markiert. Die kleine Ohrmarke ist so konzipiert, dass beim einstechen, ein kleines Gewebestück ausgestanzt wird, welches für weitere, genetische Untersuchungen genutzt werden kann.



Abb. 13: Bache im großen Abfangkasten, Anbringung des Senders

Radiotelemetrie

Es wurden Ohrmarkensender der Firmen WAGENER TELEMETRIEANLAGEN, KÖLN und BIOTRACK LTD, UK verwendet. Die in 2012 genutzten Sender von BONN SHUTTER UG wurden aufgrund ihrer geringen Haltbarkeit nicht wieder verwendet. Da Schwarzwild die Ohrmarkensender durch seine Lebensweise stark beansprucht, sind die Sender in Kunstharz eingegossen (Abb. 13). Die Sendergewichte betragen inklusive Ohrmarke ca. 40 Gramm. Die Reichweite der Sender betrug 1 km im Wald und dichten Beständen und bei guten Bedingungen 2km. Die Lebensdauer lag zwischen 1 und 3 Jahren, abhängig von der Pulsrate. Zum Empfang werden TRX-1000S Empfänger (Wildlife Materials, Inc.) und Sika-Empfänger (Biotrack) genutzt. Als Antennen dienten 4-Element YAGI Antennen (Eigenbau), 3- und 5-Element YAGI flexi (biotrack) sowie zerlegbare HB9CV-Antennen (Wagener). Die Antennen wurden auf ausziehbaren Masten (2 bis 4 m) angebracht und an der Fahrerseite am Fahrzeug befestigt oder auf der Beifahrerseite gehalten.

Die Lokalisationen erfolgten per Triangulation (HEEZEN & TESTER 1967, KENWARD 1987, KENWARD 2001). Wöchentlich wurden zwei nächtliche Dauerpeilungen (Aktivitätszyklen) sowie vier Tagespeilungen (vor und nach jeder Nachtpeilung zur Ermittlung der Tageseinstände) durchgeführt. Die Streifgebietsgrößen wurden anhand der ermittelten telemetrischen Daten als Minimum-Konvex-Polygone (100% MCP) errechnet, sowie als Kernel-Home-Ranges (WORTON 1989). Die Kernel-Räume wurde mit 95% und 70% - Aufenthaltswahrscheinlichkeiten berechnet. Nach KEULING et al. (2008) kann beim Wildschwein die Fläche in denen sich die Tiere zu 70% aufhalten, als Kernzone des Streifgebietes definiert werden. 95% - Flächen entsprechen dabei einem „üblichen“ Streifgebiet, aus denen die gelegentlichen Ausflüge (= Ausreißer aus dem üblichen Streifgebiet) der Tiere nicht miteinberechnet sind.

Um die Habitattypen im Untersuchungsgebiet und vor allem die Aufenthaltsorte der Wildschweine zu beschreiben wurden jährlich Vegetationskartierung vorgenommen. Als Zeitraum für die Habitatkartierung wurden die Monate Mai bis Juli ausgewählt. Im späten Frühling bzw. Anfang Sommer war das Wachstum der verschiedenen Feldfrüchte weit genug vorangeschritten, um eine eindeutige Identifizierung zu gewährleisten. Die Waldbestände innerhalb der Staatsforsten wurden den Bestandskartierungen des Niedersächsischen Forstamtes Harsefeld entnommen. Wobei in den Karten nur die bestandsbildenden Baumarten angegeben sind. Die Bezeichnungen der privaten Waldbestände (Quelle: Landwirtschaftskammer Niedersachsen) wurden an die entsprechenden Bestandstypen der fiskalischen Waldbestände angepasst. Für die restliche Vegetationskartierung, besonders der Agrarflächen, wurden die Feldgrenzen mit den Grundstücksgrenzen auf digitalen Orthofotos des niedersächsischen Landesvermessungsamtes abgeglichen. Die Kartierung von Feldern

und Ackerflächen wurde zunächst auf Karten skizziert und im Nachhinein mit Esri® ArcGIS10 (topografischen Karten AK5 - 1:5000; Orthophotos - DOP, Maßstab 1:5000) digitalisiert oder direkt mit dem Mobile Mapper (10 von ashtech) aufgenommen. Neben Wald-, Feld-, Ackerflächen und Grünland erfolgte die Bestimmung von Feucht- und Siedlungsflächen. Insgesamt wurden in den Untersuchungsgebieten 75 Habitattypen unterschieden. Sofern der Bewuchs der Flächen nicht vor der Ernte schon bestimmt worden war, erfolgte eine Bestimmung der Getreidearten anhand der Druschabfälle oder durch Einholen der benötigten Informationen bei den zuständigen Landwirten. Es wurde davon ausgegangen, dass nicht die Ackerkräuter, sondern überwiegend die Feldfrüchte als Nahrung für Wildschweine interessant sind (KEULING et al. 2001, BRIEDERMANN 2009), weshalb diese Flächen als Monokulturen kartiert wurden.

Die Habitatnutzung wurde unter folgenden Gesichtspunkten untersucht:

1. Habitatnutzung über den gesamten Untersuchungszeitraum
2. Habitatnutzung während der Sommermonate

Der Sommer wird hierbei nicht, wie in den vorangehenden Jahren nach KEULING et al. (2008) als der Zeitraum vom 15. Mai bis zum 15. August definiert. Zwar findet in dieser Periode das Wachstum des Getreides bis hin zur Ernte statt (bis auf den Mais, der später im September, teils erst Anfang November geerntet wird), aber die Sauen sind über den Mai noch vorwiegend im Wald vorzufinden. Um die Verschiebung der Einstände und die unterschiedliche Nutzung der Landschaft seitens der Sauen besser zu erfassen, wird in dieser Studie der Sommer als der Zeitraum 01. Juni bis 31. August definiert.

Sowohl die Habitatnutzungsanalyse (HNA) des gesamten Untersuchungszeitraums als auch die Analyse des definierten Sommerzeitraums wurden anhand der Fläche der gesamten maximalen Streifgebiete erstellt, d. h. der maximal bekannten Ausdehnung der Streifgebiete der betrachteten Rotten.

Um die Nutzungshäufigkeit der unterschiedlichen Habitattypen sowohl als Ruheplätze wie auch während der nächtlichen Aktivitäten zu bestimmen, wurde jeder telemetrischen Peilung ein Bewuchstyp anhand der Vegetationskartierung zugeordnet. Wie auch schon bei KEULING & STIER (2009b) wurde hier die HNA nach NEU et al. (1974) in einer modifizierten Version nach CHERRY (1996) verwendet. Hierbei wird der Chi-Quadrat-Anpassungstest verwendet und die Ergebnisse als Bailey´s-Konfidenzintervalle dargestellt. Um die HNA durchführen zu können, mussten aufgrund der Anwendungsbedingungen für den Chi-Quadrat-Anpassungstest die insgesamt 75 Habitattypen zu 12 Habitatkategorien zusammengefasst werden. Die Datensätze des gesamten Untersuchungszeitraums beginnen am 05.05.2011 und enden am 18.11.2013.

Zusätzlich wurden die Fotos aus den Dichteberechnungen für Habitatnutzungsanalysen nach demselben Verfahren (CHERRY 1996) verwendet, um die Eignung dieser Methode zu beurteilen und die Ergebnisse mit der Radiotelemetrie zu vergleichen.

Ergebnisse und Diskussion

Fangergebnisse

Tab. 7: Übersicht der gefangenen Sauen über den Zeitraum von 3 Jahren, 2011 bis 2013. Dunkelgrau hinterlegt sind bereits als erlegt, zurückgemeldete Sauen.

OM	Sendertyp	Datum	Fangort	Geschl.	Alter	Name
2011						
1	Wagener	05.05.11	H2	m	Überläufer	Carlos
51	Wagener	05.05.11	Minstedt	m	Frischling	Anton
52	Wagener	05.05.11	Minstedt	w	Frischling	Antonia
53	Wagener	05.05.11	Minstedt	w	Frischling	Auguste
54	Wagener	05.05.11	Minstedt	w	Frischling	Anne
-	-	05.05.11	Minstedt	w	Überläufer	
56	Wagener	05.05.11	B4	w	Älter	Berta
2	Wagener	07.05.11	H4	m	Überläufer	Herbert
3 (klein)	-	08.05.11	S8	w	Frischling	
4 (klein)	-	08.05.11	S8	m	Frischling	
5	Wagener	08.05.11	S8	w	Überläufer	Kate
6 (klein)	-	08.05.11	S8	w	Frischling	
7 (klein)	-	08.05.11	S8	w	Frischling	
8	Wagener	09.05.11	H2	w	Älter	Giselle/Gisela
2012						
57	Bonn Shutter	24.02.12	Minstedt	m	Frischling	Bob
58	Bonn Shutter	24.02.12	Minstedt	w	Frischling	Beate
59	-	24.02.12	Minstedt	m	Frischling	Ben
10	Wagener	14.05.12	H2	w	Frischling	Charlotte
11	Bonn Shutter	14.05.12	H2	w	Frischling	Cornelia
12	Bonn Shutter	14.05.12	H2	w	Frischling	Coralie
13	Wagener	14.05.12	H2	m	Frischling	Cornelius
14	Bonn Shutter	14.05.12	H2	w	Frischling	Chrissi
15	Wagener	14.05.12	H2	m	Frischling	Cesar
16	Wagener	15.06.12	H4	m	Frischling	Dieter
17	Wagener	15.06.12	H4	w	Frischling	Doris
18	Wagener	17.07.12	Golfplatz	w	Frischling	Tina
2013						
19/20	Biotrack / Wagner (2013)	04.04.13	H2 (Wiederfang)	w	Überläufer	Charlotte
21	Biotrack	05.04.13	H4	w	Überläufer	Erika
22	Biotrack	03.05.13	Golfplatz	w	Überläufer	Kimi
23 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	w	Frischling	
24 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	w	Frischling	
25 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	m	Frischling	
26 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	m	Frischling	
27 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	w	Frischling	
28 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	m	Frischling	
29 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	w	Frischling	
30 (klein)	-	03.05.13	Golfplatz	w	Frischling	
55/61	Biotrack / Wagner (2013)	12.07.13	B2	w	Überläufer	Liselotte
60/62	Biotrack / Wagner (2013)	12.07.13	B2	m	Überläufer	

Über die drei Jahre fanden 39 Fänge statt. Insgesamt konnten achtunddreißig Sauen gefangen und markiert werden (Tab. 7). Hiervon wurden 25 Sauen mit einem VHF – Sender versehen. Dabei konnte ein weibliches Stück („Charlotte“) 2012 als Frischling (OM 10) und er-

neut in 2013 als führende Überläuferbache (OM 19/20) gefangen werden. Der Zeitaufwand zur Markierung und Besenderung wurde so gering wie möglich gehalten. Frischlinge, die nur die kleine Ohrmarke erhielten, konnten nach ca. 5 min freigelassen werden. Für Überläufer und adulte Sauen, denen noch die Ohrmarke mit Sender angebracht wurde, wurde im Schnitt ca. 15- max. 20 min benötigt. Damit konnte der Stress für die Tiere so gering wie möglich gehalten werden.

Der Fangerfolg unterschied sich zwischen den Jahren kaum unterschieden und lag jährlich jeweils bei knapp ein Dutzend Sauen. So waren es 2011 14 Sauen (9 besendert), 2012 insgesamt 12 Sauen (11 besendert) und in 2013 13 gefangene Sauen (5 besendert). Unter den 39 Fängen waren 7 Rotten / Bachen und 6 einzelne Sauen. Weibliche Sauen überwogen den männlichen Anteil an gefangenen Sauen mit einem Verhältnis von 2 zu 1 (26 zu 13).

Der Fangerfolg zwischen den Gebieten "Hallah / Steden", "Bevern" und "Minstedt" ist sehr unterschiedlich ausgefallen. Eindeutig konnten im Bereich des Forstes Hallah der größte Teil der Sauen gefangen werden (Abb. 14).

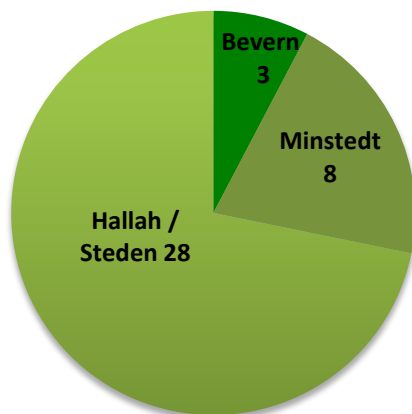


Abb. 14: Vergleich des Fangerfolges zwischen den drei Fanggebieten: Forst Hallah & Steden, Forst Bevern und Feldrevier Minstedt.

Die 2012 verwendeten Sender von BONN SHUTTER UG erwiesen sich als nicht belastungsfähig und fielen innerhalb der ersten zwei Wochen an den Tieren aus. Von allen fünf Sauen in 2012, die mit diesen Sendern versehen wurden, liegen so nur Daten von maximal zwei Wochen vor. Des Weiteren haben drei der besenderten Frischlinge die Sender verloren. Die neuen Sender (2013) von Wagener und biotrack funktionierten einwandfrei. Besonders die biotrack-Sender (5 Stück) zeichneten sich durch ein gutes Signal und ihre Langlebigkeit aus. Die letzte sendende Sau, eine Überläuferbache (OM 55/61) ist Mitte Dezember auf einer Landstrasse überfahren worden. Bedingt durch die hohe Ausfallrate bei den Sender vor allem in den ersten zwei Jahren und auch durch die Bejagung, liegen die erfassten Zeiträume hauptsächlich in den Frühjahr und Sommermonaten (Tab. 8). Der Schwerpunkt liegt

dabei auf den Monaten Mai, Juni und Juli. Aus den Wintermonaten November (nur 1 Lokalisation), Dezember und Januar liegen keine Daten vor.

Tab. 8: Übersicht über die telemetrisch erfassten Zeiträume. Es wurden hauptsächlich Frühjahr- und Sommermonate erfasst. Legende: grün = ganzer Monat erfasst; grau = als erlegt zurück gemeldete Sauen

ID	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
2011												
Carlos												
Herbert												
Kate												
Anton												
Antonia												
Auguste												
Anne												
Berta												
Giselle/Gisela												
2012												
Bob												
Beate												
Charlotte												
Cornelia												
Coralie												
Cornelius												
Chrissi												
Cesar												
Dieter												
Doris												
Tina												
2013												
Charlotte												
Erika												
Kimi												
Liselotte												
OM60/62												
Sauen/Monat	0	2	3	6	17	17	13	6	4	3	1	0

Von der Frischlingsbache OM 18 gab es mehrere Sichtungen. So wurde sie Ende September in einer Rotte von 14 Sauen gesehen und am 01.10.2012 das letzte Mal in einer Rotte mit 28 Sauen gesichtet. Von der Frischlingsbache konnte nach dem 01. Oktober noch einmal eine letzte Lokalisation genommen werden. Zu der Zeit hielt sie sich in einem Maisschlag vor Beverstedt auf, 9 km vom Fangort entfernt.

Die Überläuferbache OM 22 hat ihren Sender knapp nach einem Monat, vermutlich durch falsche Anbringung verloren. Alle diesjährig, besenderten Überläufer wurden, mit einer Ausnahme (OM 55/61) im Jahresverlauf erlegt. Von dem Überläuferkeiler (OM 60/62) liegt nur eine Lokalisation vor, da er und die mit ihm gefangene Überläuferbache nach dem Fang nicht sofort wiedergefunden werden konnte. Erst nach einem Monat (Tab. 8; 15.08.2013) konnte in knapp 3,5 km Entfernung die Überläuferbache (OM 55/61) in einem Maisfeld lokalisiert werden. Von dem Überläuferkeiler konnte keine weitere Messung genommen werden. Er wurde am 03.11.2013 auf knapp 12 km Entfernung zum Fangort, erlegt. Vor Ort konnte nur noch der Wagener Sender geborgen werden. Die Ohrmarke, an welcher der

Biotrack Sender befestigt war, war an der Basis abgebrochen und der Sender konnte nicht wiedergefunden werden. Im Januar 2014 wurden noch 2 weitere markierte Sauen erlegt. Zu einem, ein in 2012 besendertes Überläuferkeiler („Dieter“, OM 16). Dieser wurde im Nachbarlandkreis Cuxhaven in einer Entfernung von knapp 33 km zum Fangort erlegt. Dies entspricht in Richtung und Strecke der Abwanderung des Überläuferkeiler „Carlos“ (OM 1) in 2011. Zum anderen wurde eine markierte Frischlingsbache (OM 23, Mai 2013; Tab. 14) erlegt, bei der die Tracht entnommen werden konnte. Sie hatte bereits 5 Föten inne.

Raumnutzung

Aufgrund der Senderausfälle und der geringen Fangerfolge, konnten die Tiere überwiegend nur in den Frühjahrs- und Sommermonaten (Mai bis August) beobachtet werden. Da das Streifgebiet mit kurzer Beobachtungsperiode nicht in seinem ganzen Ausmaß erfasst werden kann (HARRIS et al. 1990), sind in die Auswertung nur die Streifgebiete hineingenommen worden, wo mindestens 50 Peilungen in einem 2 monatigen, zusammen-hängenden Zeitraum vorliegen.

Tab. 9: Übersicht über alle Streifgebietsgrößen sowie die Anzahl an Lokalisationen der besenderten Sauen. OM = Ohrmarkennummer

Sau	Ohrmarke	beobachteter Zeitraum	N Lokalisationen	Streifgebietsgröße ha (MCP 100%)
2011				
Carlos	1	05.05. - 03.06.2011	213	1602
Anton	51	05.05. - 09.08.2011	211	541
Antonia	52	05.05. - 14.07.2011	135	529
Auguste	53	05.05. - 03.08.2011	148	532
Anne	54	05.05. - 22.07.2011	143	521
Berta	56	05.05. - 26.07.2011	95	877
Herbert	2	07.05. - 17.06.2011	118	529
Kate	5	08.05. - 28.07.2011	62	389
Giselle	8	09.05. - 09.07.2011	100	1351
2012				
Bob	57	24.02. - 27.03.2012	85	900
Beate	58	24.02.- 23.04.2012	107	868
Charlotte	10	14.05.- 16.06.2012	71	507
Cornelia	11	14.05.12	-	-
Coralie	12	14.05. - 15.05.2012	3	17
Cornelius	13	14.05. - 05.06.2012	29	530
Chrissi	14	14.05. - 22.05.2012	16	243
Cesar	15	14.05. - 27.06.2012	86	866
Dieter	16	15.06. - 15.08.2012	115	470
Doris	17	15.06. - 12.09.2012	135	470
Tina	18	17.07. - 02.10.2012	192	2332
2013				
Charlotte	19/20	04.04. - 19.07.2013	284	1134
Erika	21	05.04. - 29.10.2013	516	2238
Kimi	22	03.05. - 05.06.2013	65	181
Liselotte	55/61	12.07.(15.08.) - 25.10.2013	139	1529
OM60/62	60/62	12.07.13	1	-

Von der Frischlingsbache OM 18 gab es mehrere Sichtungen. So wurde sie Ende September in einer Rotte von 14 Sauen gesehen und am 01.10.2012 das letzte Mal in einer Rotte mit 28 anderen Sauen gesichtet. Von der Frischlingsbache konnte nach dem 01. Oktober 2012 noch einmal eine letzte Lokalisation genommen werden. Zu der Zeit hielt sie sich in einem Mais-schlag vor Beverstedt auf, 9 km vom Fangort entfernt.

ARRINGTON et al. (1999) stellten eine Ausfallquote der Ohrmarkensender von 56 % bei Wildschweinen fest und führten dies auf das Wühlverhalten der Wildschweine beim Umbrechen des Bodens zurück. Hier liegt die Ausfallquote bei 51 %, wobei hier sowohl die komplett defekten als auch die eingeschränkt funktionierenden Sender enthalten sind.

Der ermittelte Telemetriefehler liegt bei 72 m. KEULING et al. (2008) und (KEULING & STIER 2009b, a) bestimmten ihren Fehler auf 60m. Der Telemetriefehler ist relativ gering (vergleiche KENWARD 1987, DINTER 1991, SPITZ & JANEAU 1995, EISFELD & HAHN 1998, KENWARD 2001), da es sich um ein flaches, übersichtliches Gelände mit nicht zu stark strukturiertem Bewuchs handelt. Das in dieser Untersuchung behandelte Gebiet ist dem Gebiet von KEULING et al. (2008) und KEULING & STIER (2009a, b) strukturell sehr ähnlich, was bei ähnlichem Telemetrieequipment zu einem vergleichbaren Fehlerwert führte. Mit einem durchschnittlichen Fehler von 0,5 ha ist der in dieser Untersuchung ermittelte Telemetriefehler im Verhältnis zu den Gesamtflächen als akzeptabel anzusehen.

Die MCP-Streifgebietsgrößen schwanken zwischen 389 und 2332 ha und liegen im Durchschnitt bei 1155 ha \pm 640 (Tab. 9). Rottenmitglieder wurden hierbei nicht als einzelne Individuen gewertet und sind gemeinsam in die Berechnung eingeflossen. Dabei bewegen sich Rotten kleinräumiger (700 ha \pm 300) als einzelne Überläufer (1700 ha \pm 450). BRIEDERMANN (2009) berichtet, dass die Streifgebiete der Altersklasse der Überläufer (vor allem Keiler) in der Regel größer sind, als die Streifgebiete anderer Altersklassen. Wie in den letzten Jahren bereits beobachtet, haben die Sauen ihren Einstand vollständig vom Wald in die Felder verlegt.

Die Jahreszeit "Sommer" wird als die Zeit vom 01. Juni bis 01. September definiert. Zu dieser Zeit sind die Saaten aus den Feldern ausreichend gewachsen, um den Sauen Deckungen zu bieten. Somit ist der Juni der früheste Zeitpunkt in dem die Sauen ihren Einstand vom Wald in die Felder verlegen. Der MCP 100% beträgt im Sommer im Mittel 650 ha \pm 345 (x \pm SD).

In einer Nacht legen die Sauen im Mittel 3,5 km / Nacht (\pm 1,77 km) an Strecke zurück. Dabei betrug die maximal zurückgelegte Strecke 7,3 km. In die Auswertung sind ausschließlich zusammenhängende Nächte mit mindestens 5 Lokalisationen pro Sau eingeflossen. SPITZ & JANEAU (1995) hatten in Süd Frankreich mehrere Studiengebiete mit insgesamt 29 besenderten Sauen. Diese Autoren haben ein 24h-Monitoring durchgeführt und unterschiedliche

Bewegungsmuster darstellen können. Die im Laufe eines Tages zurückgelegten Distanzen liegen dabei zwischen 4 und 8 km. Auch KEULING et al. (2006) ermittelten ähnliche Strecken, bei einer mittleren Strecke von 4 km / Nacht. SODEIKAT & POHLMAYER (2004) fanden bei Sauen aus der Lüneburger Heide zurückgelegte Strecken um die 4 km. Damit gliedern sich die Ergebnisse in bereits vorhandenen Erkenntnisse ein.

Die Jagdbezirke hatten eine durchschnittliche Größe von 585 ha. Die Sauen nutzten insgesamt 6,6 ($\pm 1,4$), in den Sommermonaten 6,2 ($\pm 1,9$) Jagdbezirke.

SODEIKAT & POHLMAYER (2003) berichten von Streifgebieten des Schwarzwildes im Raum Gifhorn-Uelzen von 160 - 2240ha. In Mecklenburg-Vorpommern erstrecken sich die Jahresstreifgebiete zwischen 150 und 2400ha (KEULING et al. 2008, KEULING & STIER 2009b). In Schweden wird von 700ha berichtet (LEMEL et al. 2003). EISFELD & HAHN (1998) ermittelten ca. 600 ha und SINGER et al. (1981) 330 ha. In Bialowieza (Polen) in einem reinen Waldhabitat nutzen die Sauen im Schnitt 420 ha (PODGÓRSKI et al. 2013). Für die Stadt Krakau werden, in der gleichen Studie 390ha angegeben. MEYNHARDT (1990) berichtet in seinem Schwarzwildreport von Aktionsradien die im Schnitt 2,5 km umfassen und meist nicht über einen 4 km Radius hinausgehen. Größere Streifgebiete werden SANTOS et al. (2004) aus einer Region in Portugal angegeben. SANTOS et al. (2004) stellt große Streifgebiete vor, die zwischen 750 und 3500 ha liegen. Das Studiengebiet von SANTOS et al. (2004) ist durch einen hohen landwirtschaftlichen Flächenanteil geprägt. Die in der Literatur angegebenen Streifgebietsgrößen schwanken letztlich zwischen 80 ha und 6.000 ha, wobei sie in den meisten Fällen aber unter 1.000 ha liegen.

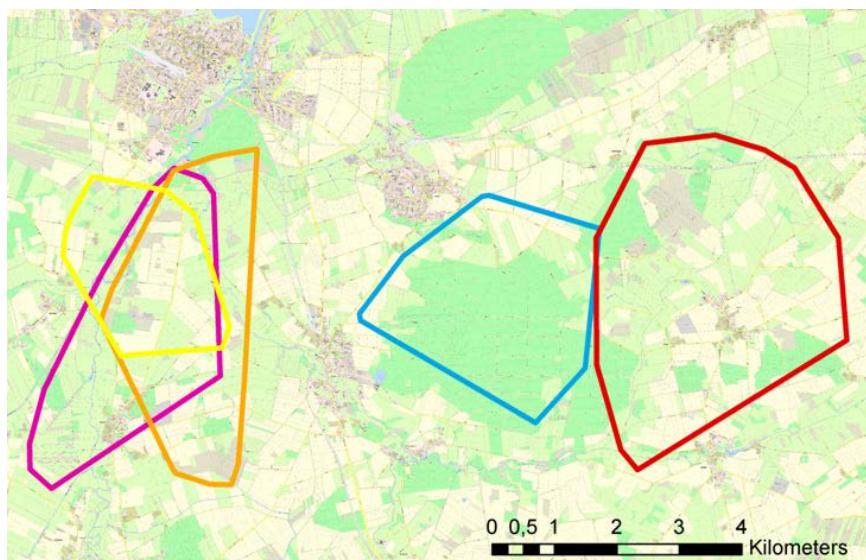


Abb. 15: Streifgebiete der Sauen um den Forst Bevern & dem Revier Minstedt (LK ROW) 2011 - 2013. Legende: – Überläuferbache_OM55/61; –Bache_OM56; – Frischlingsrotte_OM51,52,53 & 54; – Frischlingskeiler_OM57; – Frischlingsbache_OM58. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011

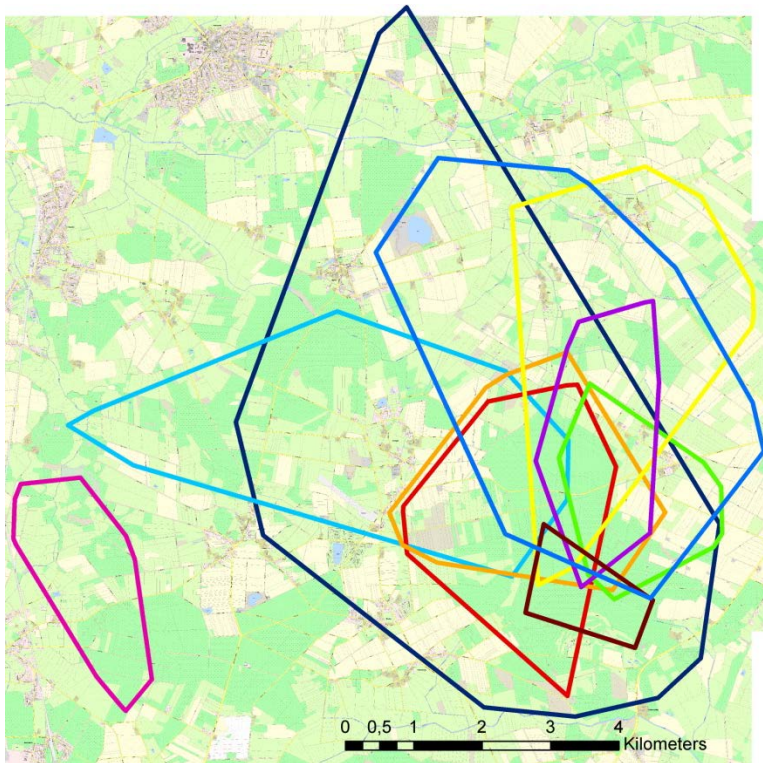


Abb. 16: Alle Streifgebiete der Sauen um den Forst Hallah (LK OHZ) 2011 - 2013. Legende: – Überläuferkeiler_OM1; ; – Überläuferbache_OM2; – Überläuferbache_OM5; – Bache_OM8; – Frischlingsrotte_OM10 - 15; – Überläuferkeiler & -bache_OM16 & 17; – Überläuferbache_OM18; – Frischlingsbache_OM19/20; – Überläuferbache_OM21; – Überläuferbache_OM22. Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011

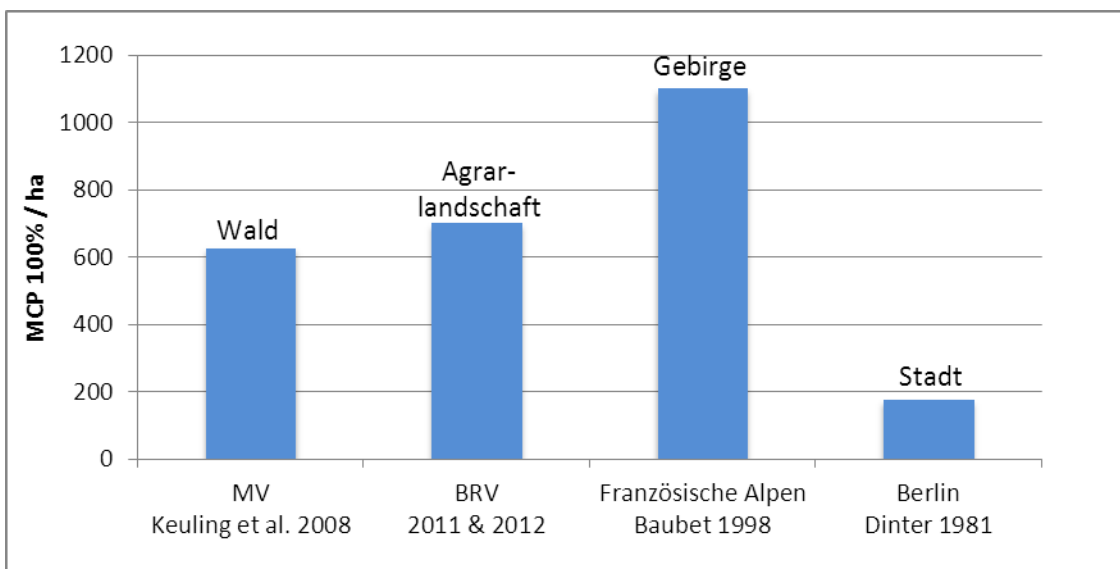


Abb. 17: Verschiedene Sommer Streifgebiete (ha) im Vergleich. MV – Mecklenburg-Vorpommern, BRV – Bremervörde, Untersuchungsgebiet

Für Sommerstreifgebiete wird für Mecklenburg-Vorpommern um die 200 bis 800ha (16. Mai – 15. August, 100% MCP) berichtet (KEULING et al. 2008). Für Italien führen MASSEI et al. (1997a) von Juni bis September Streifgebiete von 150 bis 600ha (100% MCP) an. Kleinere

Streifgebiete werden für die USA mit 370 ha (SINGER et al. 1981) und in der Schweiz (Juni – September) mit 190 ha angegeben (FISCHER et al. 2004). Nach Auffassung von BOITANI et al. (1994) und SANTOS et al. (2004) variieren die Größen und Formen der Streifgebiete in Abhängigkeit von saisonalen Unterschieden. Auch bei SINGER et al. (1981) und KEULING et al. (2009) waren die saisonalen Streifgebiete kleiner als die Streifgebiete der gesamten Studie. Die durchschnittliche Home Range im Untersuchungsgebiet, bezogen auf Rotten liegt damit im Mittleren Bereich was aus anderen Studiengengebieten bekannt ist (Abb. 17).

Tab. 10: Übersicht über die berechneten Kernel-Streifgebiete des gesamten erhobenen Zeitraumes, für 95 % (Streifgebiet ohne Ausreißer) und 70% (Kernstreifgebiet) der Aufenthaltshäufigkeiten.

ID	ID_OM	sex	Ganzer Zeitraum		Sommer	
			95% (ha)	70% (ha)	95% (ha)	70% (ha)
Carlos	1	m	1237,52	595,28	-	-
Herbert	2	m	208,52	84,43	-	-
Kate	5	w	376,08	158,55	-	-
Gieselte	8	w	958,17	461,93	664	341
Tina	18	w	1978,29	846,00	529	301
Charlotte13	19	w	673,91	357,79	453	209
Erika	21	w	1457,75	750,20	1155	506
A-Team	51, 52, 53, 54	w,m	380,78	145,54	324	154
C-Team	10, 15	w,m	481,64	278,06	-	-
D-Team	16, 17	w,m	119,35	56,79	135	65
Lieselotte	55	w	1055,81	589,18	262	133
Berta	56	w	604,11	328,58	-	-
Bob	57	m	354,42	131,40	-	-
Beate	58	w	815,09	466,82	-	-
Mittel			764,39	375,04	503,14	244,14

Durch die Kernel-Berechnung fallen die Streifgebiete generell kleiner aus und liegen im Mittel bei 764 ± 507 ha ($x \pm SD$; Abb. 18). Bezogen auf den mittleren MCP, sind dies 66 % des MCP-Streifgebietes. Das Kerngebiet der Sauen, definiert durch 70% der Aufenthaltshäufigkeiten, umfasst im Mittel eine Fläche von 375 ± 243 ha (Tab. 10). Das entspricht 49 % der mittleren 95 %-Kernel- Streifgebietsgröße. Die Anteile der Kernzonen bezogen auf die Streifgebiete der jeweiligen Rotten schwanken mit 7% um knapp die Hälfte der 95%-Kernel-Fläche. Die Sommer-Streifgebiete fallen mit 503 ± 312 ha (95% - Kernel) und 244 ± 139 ha als Kerngebiet (70% - Kernel) kleiner aus, als die des gesamten Zeitraumes. Über die Kernelberechnung wird allerdings die Verschiebung des Streifgebietes aus dem Wald heraus besser ersichtlicher als über den MCP (Abb. 15, Abb. 16).

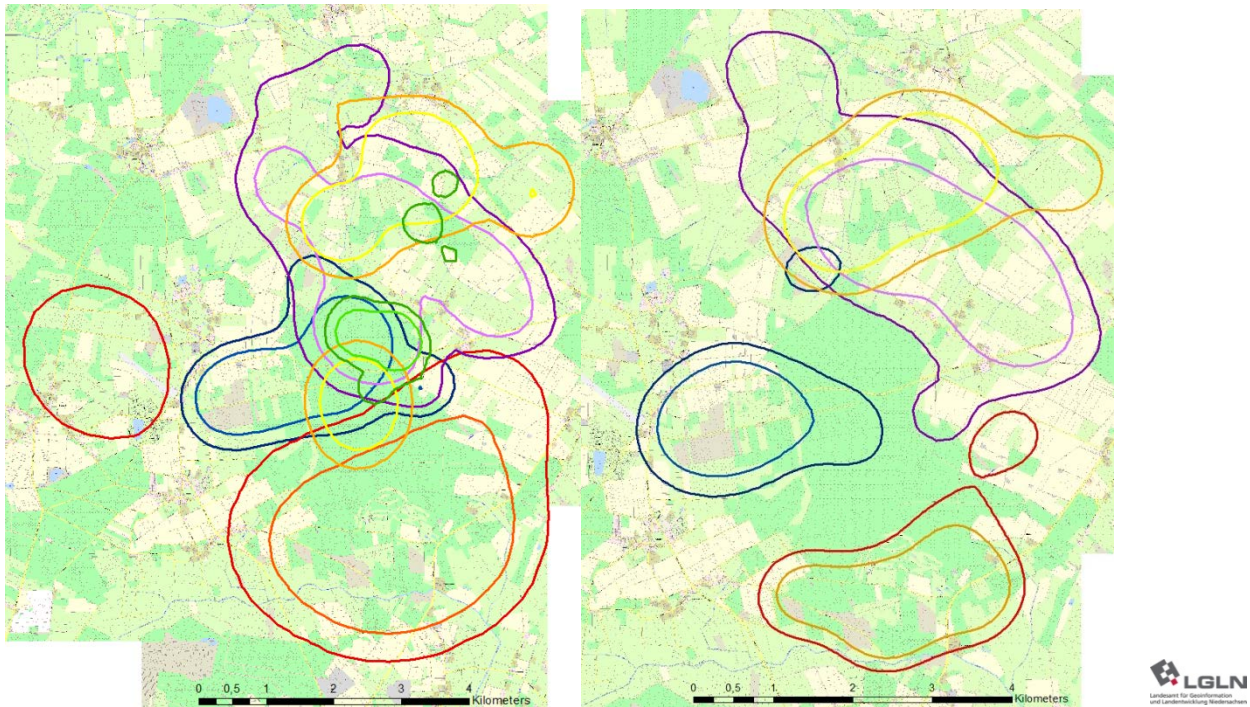


Abb. 18: Linke Abbildung: Darstellung der Gesamt - Streifgebiete nach Kernel am Beispiel einiger Sauen aus dem Raum Hallah. Dargestellt ist der 95% (äußerer Kreis) und 70% Kernel (innerer, hellerer Kreis). Rechte Abbildung: Darstellung der Sommer - Streifgebiete nach Kernel am Beispiel einiger Sauen aus dem Raum Hallah. Legende: — Überläuferbache OM 18 (Tina); — Bache OM8 (Gieselle); — führende Überläuferbache OM19/20 (Charlotte); — Überläuferbache OM21 (Erika); — Überläuferkeiler OM2 (Herbert). Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011

Für Sommerstreifgebiete wird für Mecklenburg-Vorpommern um die 200 bis 800ha (16.Mai – 15.August, 100% MCP) berichtet (KEULING et al. 2008). Für Italien führt MASSEI et al. (1997a) von Juni bis September Streifgebiete von 150 bis 600ha (100% MCP) an. Kleinere Streifgebiete werden für die USA mit 370 ha (SINGER et al. 1981) und in der Schweiz (Juni – September) mit 190 ha angegeben (FISCHER et al. 2004). Nach Auffassung von (BOITANI et al. 1994) und SANTOS et al. (2004) variieren die Größen und Formen der Streifgebiete in Abhängigkeit von saisonalen Unterschieden. Auch bei SINGER et al. (1981) und KEULING et al. (2009) waren die saisonalen Streifgebiete kleiner als die Streifgebiete der gesamten Studie. Die durchschnittliche Home Range im Untersuchungsgebiet, bezogen auf Rotten liegt damit im Mittleren Bereich was aus anderen Studiengebieten bekannt ist. Bezogen auf die Kernel – Berechnung berichtet GABOR et al. (1999) aus Texas von durchschnittlichen 95%-Kernel Streifgebieten von 700 ha und des Weiteren von 75%-Kernel die 245 ha umfassen. Die Sommerstreifgebiete (June – August) liegen zwischen 420 – 520 ha (95% - Kernel). Das deckt sich mit den Ergebnisse, der ermittelten Kernel - Sommer – Streifgebiete dieser Studie. Entgegen, des ersten Eindruckes in den ersten Jahren wird also keine wesentlich größere Fläche durch die Sauen genutzt (Abb. 17).

Die Beurteilung der Streifgebietsgröße variiert je nach angewandtem Berechnungsverfahren, Anzahl der ermittelten Peilpunkte und Länge des Zeitraums, in dem ein einzelnes Tier oder eine Rotte telemetrisch beobachtet wird. Nach HARRIS et al. (1990) ist die in dieser Arbeit ebenfalls verwendete MCP-Methode auch für eine geringere Anzahl an Peilungen gut geeignet. Es gilt allerdings zu berücksichtigen, dass das so berechnete Streifgebiet auch Flächen einschließen kann, in denen sich die besenderten Tiere tatsächlich nie aufgehalten haben (THOR 1988), und dass ebenso wenig die Intensität der Flächennutzung deutlich wird (HARRIS et al. 1990). Auch durch gelegentliche, weite „Ausflüge“ der Tiere und einzelne, stark von den anderen Peilpunkten entfernte Ortungen wird die Größe des Streifgebiets verfälscht. Um diesem Problem vorzubeugen, wurden diese „Ausreißer“ bei der Datenbearbeitung ausgeschlossen.

Die Art der Vegetation und der Umwelt haben einen großen Einfluss auf die Qualität und Genauigkeit des Signals. So kann eine sehr dichte Vegetation das Signal reflektieren (MILLSPAUGH & MARZLUFF 2001). Auch die Entfernung des Beobachters zum Sender und die Aktivität des besenderten Tieres spielt eine Rolle. Besonders dichte Nadelwaldhabitate, Raps- oder Maisfelder, sowie dicht bewachsenes Buschland erschwerte oftmals eine genaue Peilung oder verfälschten das Signal durch Reflektionen. In diesen Fällen wurde versucht, den Fehler durch zusätzliche Messungen (4 bis 5 statt 2 bis 3 Kreuzpeilungen) zu minimieren. Oftmals konnte ein Standortwechsel oder eine veränderte Distanz zum fehlerhaften Signal eine Verbesserung erzielen. Es ist wichtig fehlerhafte Messungen so gut wie möglich ausschließen zu können, da falsch bzw. zu ungenau lokalisierte Peilpunkte bei der Triangulation in der späteren Datenanalyse zu einer falschen Habitatklassifizierung führen können (SAMUEL & KENOW 1992).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Streifgebiete in landwirtschaftlich geprägten Regionen (u.a. KEULING 2009) zum Teil größer ausfallen als in walddominierten Gebieten (u.a. EISFELD & HAHN 1998, SODEIKAT & POHLMAYER 2003). Dies bezieht sich auf verschiedene Faktoren wie die Häufigkeit und Verteilung von Ressourcen, Habitatveränderungen (BRIEDERMANN 2009) und die Struktur der Landschaft.

Habitatnutzung

Es wurde zum ersten, eine allgemeine Habitatnutzung, unabhängig von der Jahres- und Tageszeit, mit allen Peilpunkten aller besenderten Tiere erstellt. Im zweiten Schritt wurden dann die Sommer Monate separat betrachtet.

Um den χ^2 -Anpassungstest durchführen zu können, mußten die ursprünglichen 75 Habitattypen zu 12 Habitatkategorien zusammen gefasst werden (Tab. 11).

Die jährliche, kartierte Gesamtfläche wuchs über die Jahre an, da in jedem Jahr neue Flächen hinzugekommen sind. Da in 2013 keine Sauen in dem Revier Minstedt gefangen worden sind, ist die Kartierung in dem Raum in diesem Jahr nicht durchgeführt worden. Die kartierten Flächen belaufen sich über die Jahre wie folgt:

- 2011: 10.552 ha
davon jeweils anteilig: Hallah 6.888 ha; Bevern & Minstedt 3.664 ha
- 2012: 14.901 ha
davon jeweils anteilig Hallah 8.368 ha; Bevern & Minstedt 6.533
- 2013: 14.060 ha
davon jeweils anteilig Hallah 8.918 ha; Bevern 5.142 ha

Tab. 11: Übersicht über die 12 Habitatkategorien und den ihnen jeweils zugeordneten Habitattypen.

Habitatkategorien	Habitattypen
Laubwald	alle Laubbaum Bestände
Nadelwald	alle Nadelbaum Bestände
unbestimmter Wald	unbestimmter und Mischwaldbestand
Moor & Buschland	Moor, Buschland, Hecken, Baum- & Strauchobst
Mais	Mais
Getreide	Roggen, Weizen, Gerstesorten, Triticale, Hafer
Raps & andere Feldfrüchte	Raps, Kartoffeln, Miscanthus, Sonnenblume, Zuckerrübe, Gemüse
Grünland	Wiesen, Weiden und Brachen
Schilf	Schilf
Wasser	Gräben, Fließ- & Stehgewässer
Siedlung	Gärten, Friedhof, Straßen & Wege, Bahnschienen
Anderes	Sandgrube, unbestimmte Flächen

Über das gesamte Untersuchungsgebiet wurde 2013 knapp 60% Agrarflächen, 36% Wald, sowie 14% Anderes (darunter Wohnbau und andere Habitatstrukturen wie z.B. Hecken und Moore) kartiert. Der Waldbestand sowohl im Forst Hallah wie in Bevern setzt sich aus 70 % Nadelgehölzen (Hauptarten Fichte und Kiefer) und 30 % Laubbaumarten (hauptsächlich Buche und Eiche) zusammen. Der Feldfruchtanteil unterscheidet sich hingegen zwischen den beiden Gebieten. Im Raum Hallah ist der Grünlandanteil mit 45% höher als um den Beverner Forst (Abb. 19). Hingegen ist der Maisanteil im Beverner Raum mit 50% um einiges höher, als im Raum Hallah mit 37%. Andere Feldfrüchte sind generell gering vertreten. Besonders Raps beschränkt sich auf einige, vereinzelte Felder. Das Revier Minstedt aus den beiden Vorjahren wiederum weist kaum Waldanteile (12%) auf. Dafür ist aber ein sehr hoher Anteil an Agrarflächen vorhanden, die hauptsächlich als Grünflächen (> 60%) dienen. Mais macht lediglich einen Anteil von 26%, Getreidesorten knapp über 10% aus. Hervorheben tut sich das Revier durch die beiden Flüsse die Bever und die Oste aus, die das Revier

jeweils einmal im Osten und im Westen begrenzen. Dies bietet für die Sauen neue Möglichkeiten an Deckungen, da beide Flüsse jeweils einen Schilfgürtel aufweisen.

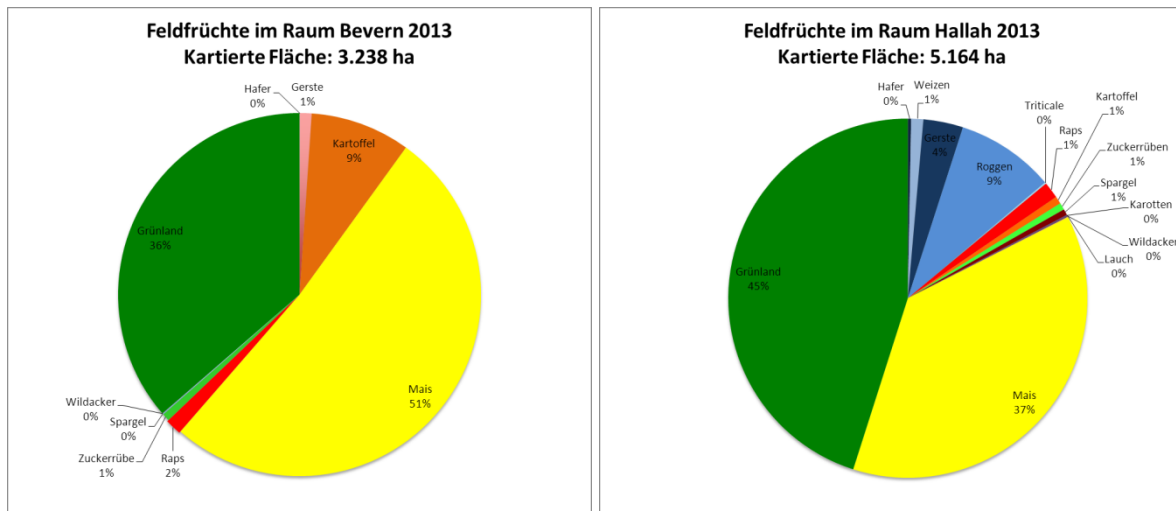


Abb. 19: Beispielhaft dargestellt, die 2013 kartierten Agrarflächen in den beiden Untersuchungsgebieten "Hallah" und "Bevern" (ohne das Revier Minstedt). Dabei waren die Anteile der Feldfrüchte über die Jahre beinahe gleich.

Die Kartierung wurde großflächig durchgeführt und es wurde insgesamt eine Fläche von maximal 14.900 ha erfasst. Verglichen mit anderen Studien, liegt die Größe des Untersuchungsgebiets im mittleren Bereich. KEULING et al. (2008) und KEULING et al. (2009) geben für die Studie in Mecklenburg-Vorpommern ca. 20.000 ha an. Für Niedersachsen eine Fläche von 3.955 ha (KEULING 2001, KEULING et al. 2001). Weitere Studien liegen bei 4.000 ha (POHLMAYER & SODEIKAT 2003), 9.300 ha (TOLON et al. 2009), ca. 11.000 ha (BOITANI et al. 1995b) und 16.000 ha (THURFJELL et al. 2009) kartierter Flächen.

Die meisten Studien umfassen allerdings einen höheren Waldanteil (ca. 50% der Gesamtfläche). Der erfasste Waldanteil liegt hier bei 26%. Dies kommt dem Waldanteil bei KEULING et al. (2008) und KEULING & STIER (2009b) mit 34% sehr nahe. Aber auch THURFJELL et al. (2009) mit 19 % Waldanteil hat einen sehr geringen Waldanteil. Die Flächen unterscheiden sich allerdings in ihrer Struktur, da die Waldanteile sich in diesem Gebiet streuen und nicht als ein zusammenhängender Waldkomplex vorliegen. So umfassen die beiden Forste Beverner Wald (Rfö Bevern) und die Els (Rfö Hallah) je um die 800 ha und sind damit zeitgleich die größten zusammenhängenden Wälder in näherer Nachbarschaft.

Die durch die Sauen genutzte, gepufferte Fläche in beiden Teilgebieten "Bevern & Minstedt" & "Hallah" belaufen sich jährlich, wie folgt:

2011: 7135 ha (2248 ha "Bevern & Minstedt"; 4887 ha "Hallah")

2012: 5940 ha (2621 ha "Bevern & Minstedt"; 4696 ha "Hallah")

2013: 5794 ha (2227 ha "Bevern"; 3567 ha "Hallah")

Die Ermittlung der Habitatnutzung wurde, sowohl für die Habitatnutzung des Gesamtzeitraums, wie auch für den Untersuchungszeitraum „Sommer“, auf den gepufferten Streifgebieten (100 % MCP) basierend erstellt.

Gesamtzeitraum:

Für die Habitatnutzung des gesamten beobachteten Zeitraumes flossen Daten von 15 Sauen, inklusive Rotten (3) in die Auswertung ein. Das verwendete statistische Verfahren zur Habitatbewertung ist ein von NEU et al. (1974) erstmalig beschriebenes und ein von CHERRY (1996) modifiziertes, kombiniertes Verfahren. Es wird als Kombination aus χ^2 -Anpassungstest und simultanen Konfidenzintervallen angewendet. Nach WHITE & GARROTT (1990) dürfen die Daten aller Tiere nicht einfach zusammengefasst werden, da sich „Meidung“ eines Habitattyps durch ein Tier und Bevorzugung desselben Habitattyps durch ein anderes Tier auslöschen würden. Lässt sich mit dem kombinierten Verfahren (WHITE & GARROTT 1990) jedoch zeigen, dass die Tiere sich gleich verhalten, so ist die Methode nach NEU et al. (1974) und BYERS et al. (1984) anwendbar.

Bei mehreren Tieren mit jeweils wenig Beobachtungen ist es sogar notwendig, die Beobachtungen zusammenzufassen (NEU et al. 1974; WHITE & GARROTT 1990).

Auch wenn es kleine Unterschiede zwischen den Jahren in der Habitatwahl gibt, so sind die Daten doch ähnlich und miteinander vergleichbar (Tab. 12).

In allen Untersuchungsgebieten ist der Anteil an Nadelwald (70%) sehr viel höher als der Anteil an Laubwald (30%), dennoch wurde beide Habitats von den Wildschweinen bevorzugt aufgesucht. Mischwald und unbestimmte Waldflächen wurden lediglich 2013 bevorzugt aufgesucht und ansonsten entsprechend des Vorkommens genutzt. Moorflächen & Buschland wurden entsprechend des Vorkommens genutzt, wobei sie aber sicherlich eine wichtige Struktur für Wildschweine darstellen und dem Deckungsbedürfnis der Sauen entgegen kommen. Da aber wenige Daten außerhalb des späten Frühjahrs bis Ende Sommer vorliegen, kann kein saisonaler Vergleich übers Jahr stattfinden und eine eventuell wichtigere Rolle während der Wintermonate nicht untersucht werden. Ebenfalls über den gesamten Zeitverlauf präferiert wurden Maisfelder. Mais bietet ab einer Wuchshöhe von ca. 0,5 m den Wildschweinen genügend Deckung, so dass sie sich dauerhaft dort aufhalten können. Da die Ernte im Spätsommer sich oft bis in den Anfang November erstreckt und zusätzlich dazu oft Rückstände auf den Feldern zurück bleiben, die den Sauen gut als Nahrung dienen können, ist dieses Habitat auch über einen Großteil des Jahresverlaufes für die Sauen interessant.

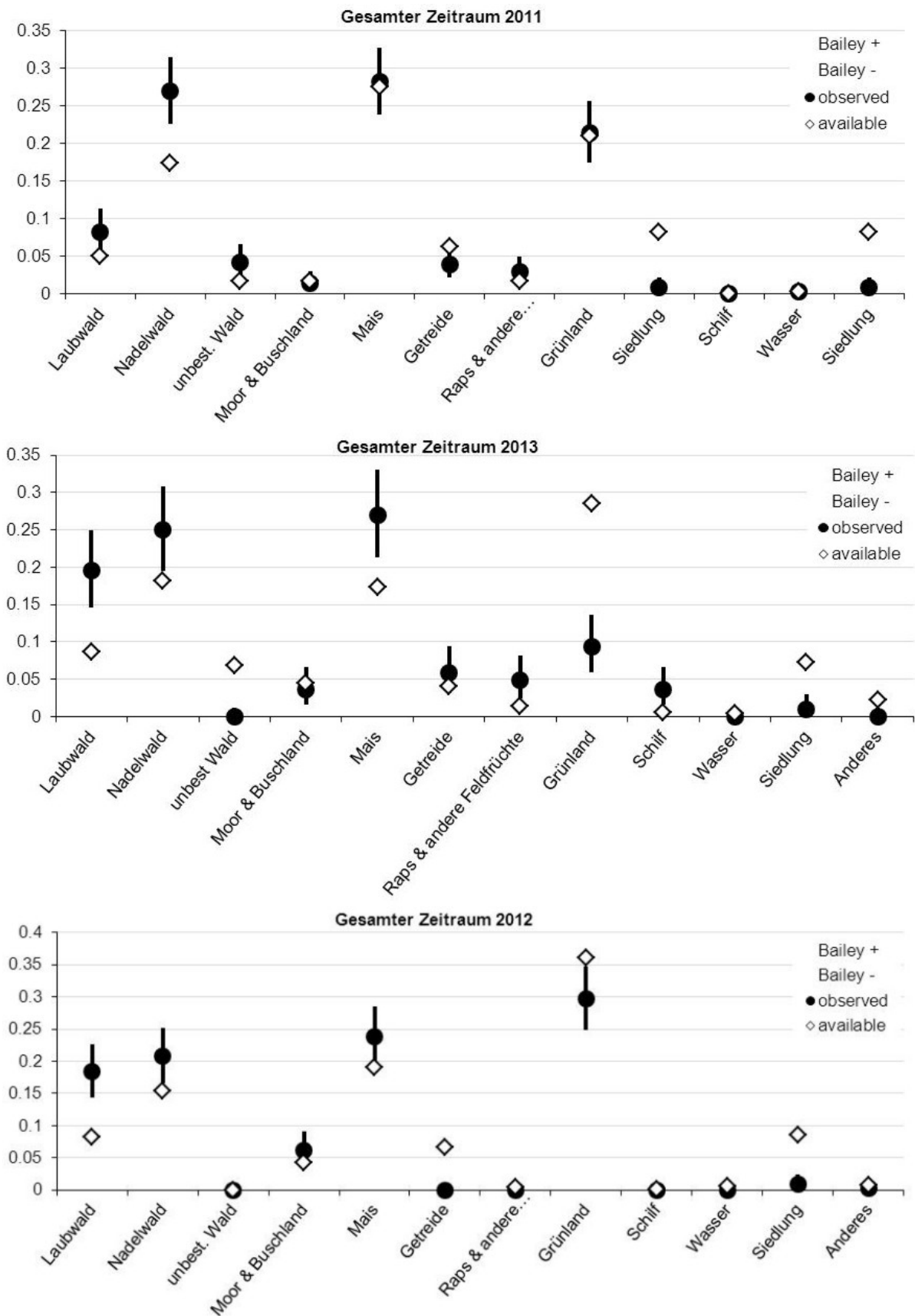


Abb. 20: Habitatpräferenzen aller besendeter Tiere im Gesamtuntersuchungszeitraum. helle Rauten = Flächenangebot = erwartete Nutzung, schwarze Kreise mit Linie = tatsächliche Nutzung + Konfidenzintervalle

Andere Feldfrüchte vor allem Getreide wurden über den Jahresverlauf gemieden oder entsprechend des Vorkommens genutzt. Grünflächen hingegen wurden im Gesamtverlauf gemieden. Gerade auf diesen Flächen kommen die Sauen allerdings leicht an tierisches Eiweiß heran (siehe auch Kapitel Grünlandschäden; aber auch MASSEI & GENOV 1995, KEULING 2001, BRIEDERMANN 2009). Vor dem Hintergrund des großen Flächenanteils von Grünland (35 -45 % je nach Gebiet), wurden diese Flächen aber in geringem Maße aufgesucht. Dieser Sachverhalt, das Grünland durch die Sauen gemieden werden soll, entspricht nicht den eigenen Erfahrungen, sowie den dort ansässigen Landwirten und Jägern. Dieses Ergebnis zeigt einen Nachteil des HNA-Verfahrens, da allein eine "Meidung" nicht zwingend eine Nicht-Nutzung bedeuten muss. Es besagt lediglich, dass die Flächen nicht entsprechend ihres Vorkommens genutzt wurden. So lagen insgesamt 480 Peilungen (Total: 2516 Peilungen) und damit 19% aller Peilungen im Grünland. Andere Habitatkategorien, wie Wasserflächen und Moor & Buschlandflächen wurden entsprechend des Vorkommens genutzt. Siedlungsbereiche hingegen wurden gemieden.

Tab. 12: Nutzung der Habitatkategorien über den gesamten erhobenen Zeitraum durch die besenderten Wildschweine. „HNA -Verfahren“: $\alpha = 0,05$, $k = 12$; $FG = k - 1 = 11$; Nutzung (Bailey): “-“ = Meidung; “+“ = Bevorzugung; “=“ = Nutzung entsprechend Vorkommen (Gleichnutzung).

Habitat	Fläche [ha]	Erwartung	Beobachtung	Chi ² 2011	G-Test	p(exp)	p(obs)	bailey-	bailey+	BAILEY	Jacobs' Index
2011											
Anderes	156.27	11.86	0.00	11.86	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	-	-1.00
Getreide	283.56	21.52	29.00	2.60	8.65	0.04	0.05	0.03	0.09	=	0.16
Grünland	2003.75	152.08	46.00	73.99	-55.00	0.28	0.09	0.05	0.13	-	-0.62
Laubw ald	607.36	46.10	96.00	54.02	70.43	0.09	0.18	0.13	0.23	+	0.40
Mais	1215.26	92.24	133.00	18.02	48.68	0.17	0.25	0.19	0.30	+	0.23
Moor & Buschland	316.83	24.05	18.00	1.52	-5.21	0.04	0.03	0.01	0.06	=	-0.15
Nadelw ald	1281.82	97.29	123.00	6.80	28.85	0.18	0.23	0.18	0.29	=	0.15
Raps & andere Feldfrüchte	103.29	7.84	24.00	33.32	26.85	0.01	0.04	0.02	0.08	+	0.52
Schilf	38.89	2.95	18.00	76.72	32.54	0.01	0.03	0.01	0.06	+	0.73
Siedlung	512.41	38.89	5.00	29.53	-10.26	0.07	0.01	0.00	0.03	-	-0.79
unbest. Wald	486.77	36.94	0.00	36.94	0.00	0.07	0.00	0.00	0.01	-	-1.00
Wasser	30.32	2.30	0.00	2.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
2012											
Anderes	51.67	5.40	2.00	2.14	-1.99	0.01	0.00	0.00	0.01	=	-0.46
Getreide	489.61	51.16	0.00	51.16	0.00	0.07	0.00	0.00	0.01	-	-1.00
Grünland	2636.40	275.46	215.00	13.27	-53.28	0.36	0.28	0.23	0.33	-	-0.18
Laubw ald	605.56	63.27	133.00	76.85	98.81	0.08	0.17	0.13	0.22	+	0.40
Mais	1390.82	145.32	172.00	4.90	29.00	0.19	0.22	0.18	0.27	=	0.11
Moor & Buschland	312.82	32.68	45.00	4.64	14.39	0.04	0.06	0.04	0.09	=	0.17
Nadelw ald	1123.98	117.44	150.00	9.03	36.71	0.15	0.19	0.15	0.24	+	0.15
Raps & andere Feldfrüchte	32.78	3.42	0.00	3.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
Schilf	6.36	0.67	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
Siedlung	623.81	65.18	7.00	51.93	-15.62	0.08	0.01	0.00	0.02	-	-0.82
unbest. Wald	0.00		0.00								
Wasser	43.83	4.58	0.00	4.58	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
2013											
Anderes	43.93	6.80	1.00	4.95	-1.92	0.01	0.00	0.00	0.01	=	-0.75
Getreide	396.74	61.41	34.00	12.23	-20.10	0.07	0.04	0.02	0.06	-	-0.30
Grünland	1323.33	204.83	186.00	1.73	-17.94	0.23	0.21	0.17	0.25	=	-0.06
Laubw ald	321.85	49.82	72.00	9.88	26.52	0.06	0.08	0.05	0.11	=	0.19
Mais	1737.72	268.97	245.00	2.14	-22.87	0.30	0.27	0.23	0.32	=	-0.07
Moor & Buschland	112.65	17.44	13.00	1.13	-3.82	0.02	0.01	0.00	0.03	=	-0.15
Nadelw ald	1101.18	170.45	234.00	23.70	74.15	0.19	0.26	0.22	0.30	+	0.20
Raps & andere Feldfrüchte	110.56	17.11	26.00	4.61	10.87	0.02	0.03	0.01	0.05	=	0.21
Schilf	0.59	0.09	0.00	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
Siedlung	519.63	80.43	8.00	65.23	-18.46	0.09	0.01	0.00	0.02	-	-0.83
unbest. Wald	105.72	16.36	37.00	26.02	30.18	0.02	0.04	0.02	0.06	+	0.40
Wasser	20.88	3.23	3.00	0.02	-0.22	0.00	0.00	0.00	0.01	=	-0.04

Zeitraum Sommer:

Die Ergebnisse wurden erneut als Bailey´s Konfidenzintervalle und mit dem Jacobs´Index angegeben (Abb. 21, Tab. 13). Insgesamt sind 7 Sauen über die 3 Jahre in die Berechnung eingeflossen.

In der Auswertung der Sommermonate ergeben sich ein paar Unterschiede in den Präferenzen und der Meidung von bestimmten Strukturen. Die Präferenz von Laub- und Nadelwald wandelt sich zu einer Gleichnutzung dieser Strukturen. Auch wenn Laub- und Nadelwald weiter-hin aufgesucht und genutzt werden, bezieht sich dies oftmals nicht auf die großen zusammen-hängenden Waldflächen, sondern es werden verstärkt auch kleinere Waldstrukturen genutzt, die vereinzelt über die Fläche verteilt sind (vgl. Abb. 18). Wie schon erwähnt, geben die Bestandskarten des Forstes nur die bestandsbildenden Baumarten an. Damit werden andere, für die Wildschweine eventuell sehr wichtigen Strukturen nicht erfasst. Kleinhabitate die durch Unterwuchs – und Nebenwuchs entstehen, sowie kleine Vorkommen anderer Baumarten konnte nicht erfasst werden. Der Einfluss auf die Sauen kann aber dennoch wichtiger sein, als die Bestandsgebende Baumart. So berichtet z. B. MEYNHARDT (1986) von der Wichtigkeit des Unterwuchs bei der Tageseinstandswahl.

Das über den gesamten Zeitraum betrachteter präferierte Habitat "Mais", wird im Sommer entsprechend der Verfügbarkeit genutzt. Nun treten die anderen Feldfrüchtekategorien "Raps & andere Feldfrüchte" sowie auch "Getreide" in den Vordergrund. Dabei ist in der Kategorie "Raps & andere Feldfrüchte" vor allem der Raps zu nennen, der den mit Abstand größten Teil (42%) ausmacht. Andere, für das Wildschwein interessante Feldfrüchte wie z.B. Kartoffeln, Zuckerüben oder Kohlsorten waren in den Untersuchungsgebieten nur in sehr geringen Mengen zu finden und beschränken sich ansonsten auf ein paar wenige Felder in einem Bereich. Die Verschiebung der Habitatpräferenzen im Jahresverlauf, beschreibt auch bereits SANTOS et al. (2004) aus seinem Studiengebiet in Portugal, in dem die Sauen ebenfalls eine saisonale Habitatwahl zeigten. Aber auch KEULING et al (2008) wiesen auf das Verschieben des Einstand in verschiedenen Saisons hin.

Die unterschiedliche Nutzung der Feldfrüchte kann auch nicht nur den Beliebtheitsgrad wiedergeben, sondern auch Anbaustruktur in einer Region (ANDRZEJEWSKI & JEZERSKI 1978, BRIEDERMANN 2009).

Grünland wurde zwar in 2011 durch die Sauen gemieden, in den beiden darauffolgenden Jahren aber sogar bevorzugt aufgesucht. Gerade während der Sommermonate können sich den Sauen neue Grünflächen erschließen. Für Sauen sind Deckungsstrukturen sehr wichtig. Diese Struktur nimmt im Verlaufe des Sommers, durch Anwachsen der Feldfrüchte,

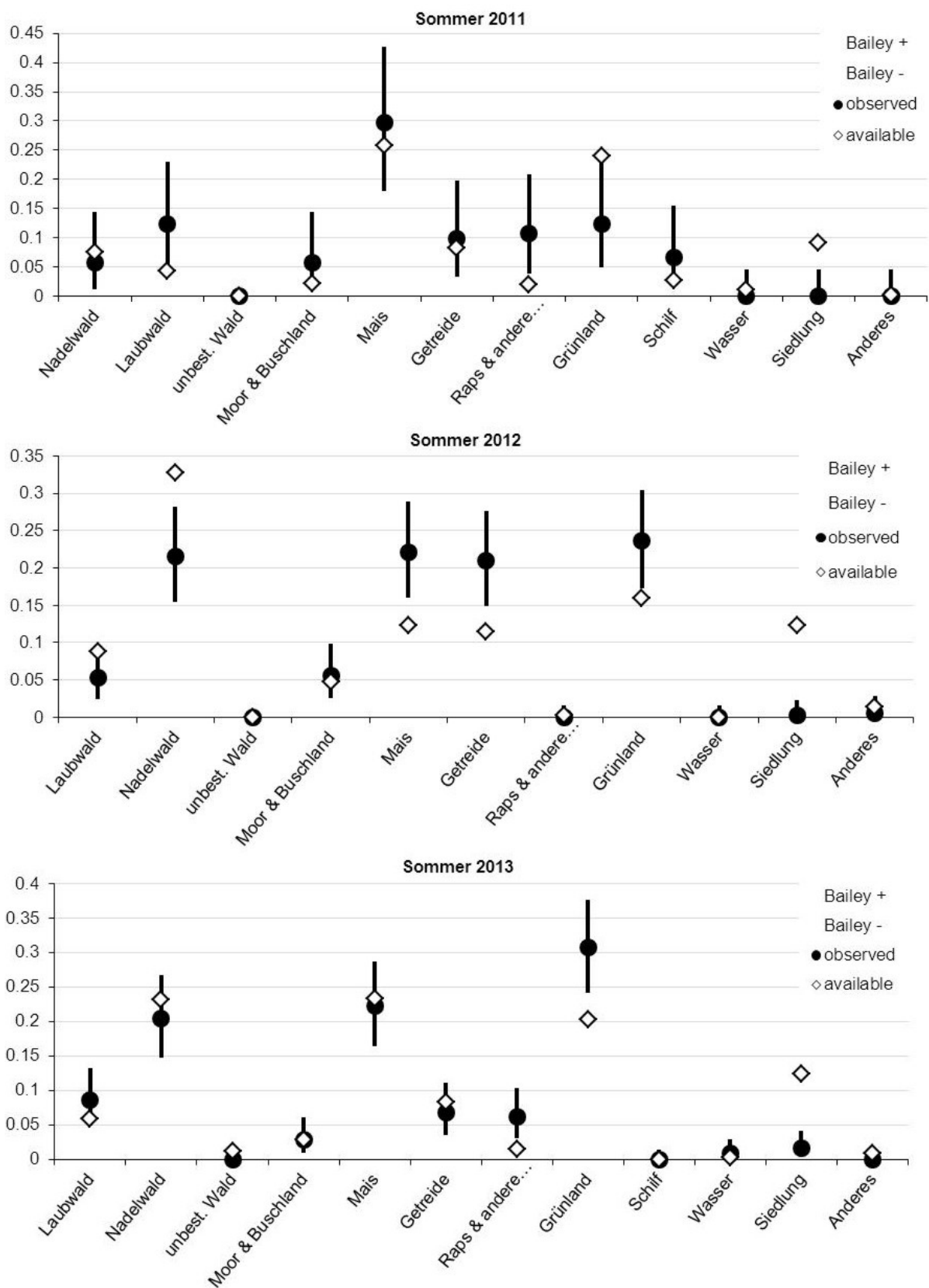


Abb. 21: Habitatpräferenzen aller besendeter Tiere im Sommer. helle Rauten = Flächenangebot = erwartete Nutzung, schwarze Kreise mit Linie = tatsächliche Nutzung + Konfidenzintervalle

insbesondere Mais zu. Dadurch können die Sauen andere Flächen, die zuvor "frei" lagen, nun aufgesucht werden, ohne auf Deckung verzichten zu müssen. 25 % aller Peilungen (214 von 839 Peilungen) lagen im Grünland. Ebenso macht das Habitat „Grünland“ anteilig an der Gesamtkartierung 25 % aus. Den Sauen bietet sich somit eine gute Nahrungsgrundlage. Es ist aber zu beachten, dass Sauen nicht alle Grünlandflächen gleich nutzten und die Nähe zu Strukturen suchen. Eine Bachelorarbeit die 2011 um den Beverner Wald herum durchgeführt wurde, untersuchte das Umbruchverhalten von Schwarzwild auf dem Grünland. Hier konnte bestätigt werden, dass Deckung ein wichtiger Faktor ist (GIESE 2011) wie auch in einer Arbeit im Rahmen dieses Projektes bestätigt werden konnte. (siehe Kapitel Grünlandschäden). Auch THURFJELL et al. (2009) berichten, dass Wildschweine im Mittel 54 m von der Waldkante entfernt die meisten Schäden an Grünland und Feldkulturen verursachen. SPITZ & JANEAU (1995) äußerten auch die Annahme, dass nahegelegene Deckung ein wichtiger Faktor bei der Nahrungssuche auf offenem Gelände ist. Darüber hinaus zeigten mehrere Untersuchungen (MASSEI & GENOV 1995, EISFELD & HAHN 1998, SANTOS et al. 2004), dass Offenlandflächen im Sommer, wenn auch sie ausreichend Deckung bieten, ein bevorzugtes Nahrungsangebot darstellen.

Auch Schilf kann eine gute Deckungsstruktur bieten. Schilf wurde im Sommer, wie über den gesamten Zeitverlauf entsprechend des Vorkommens genutzt. Der Habitattyp "Schilf" (0,01% der kartierten Gesamtfläche) spielte aber hauptsächlich im Revier Minstedt eine wichtige Rolle, da es den Sauen dort eine gute Alternative zur ansonsten eher spärlichen Deckung bot. Eine Rotte aus 2011, nutzte den Schilfbereich gerne als Einstand. THURFJELL et al. (2009) zeigten das Schilf von den Sauen bevorzugt genutzt wurde, vor allem als Tageseinstand und Ruheplatz. Wasserflächen und Mischwald / unbestimmte Waldflächen werden entsprechend ihres Vorkommens genutzt. Eine Meidung tritt allerdings weiterhin bei Siedlungsflächen auf.

Bei der Betrachtung der Habitatdaten, muss in Auge behalten werden, dass einzelne Sauen und Rotten mit einer hohen Anzahl an Peilungen, stärker ins Gewicht fallen als Sauen / Rotten mit geringerem Datensatz. Somit kann eine Meidung bzw. Unternutzung auf der Übernutzung einer anderen Fläche basieren, obwohl es sich also nicht immer tatsächlich um Meidung handelt (THOR 1988). Anhand des statistischen Verfahrens kann nicht erkannt werden, ob es sich tatsächlich um Meidung oder aber nur um zu geringe Nutzung des entsprechenden Flächenanteils handelt. Somit werden deren Präferenzen / Meidungen stärker vertreten und können dem Habitatverhalten der unterrepräsentierten Sauen gegenüberstehen und es gegebenenfalls sogar überspielen (WHITE & GARROTT 1990, GERARD et al. 1991). Es kann aber ein allgemeiner Überblick der Habitatwahl über die Gesamtstichproben gewonnen werden.

Die steigende Tendenz zu Monokulturen, die abnehmende Vielfalt an verschiedenen Getreidesorten und Feldfrüchten, die immer größer werdenden Feldflächen und ganz besonders der vermehrte Anbau von Mais sind Entwicklungen, die einen negativen Einfluss auf verschiedenste Wildtierarten und auch die gesamte Fauna haben (u.a. SMITH et al. 2005).

Tab. 13: Nutzung der Habitatkategorien im Sommer über die drei Jahre durch die besenderten Wildschweine. „HNA -Verfahren“: $\alpha = 0,05$, $k = 12$; $FG = k - 1 = 11$; Nutzung (Bailey): “-“ = Meidung; “+“ = Bevorzugung; “=” = Nutzung entsprechend Vorkommen (Gleichnutzung).

Habitat	Fläche [ha]	Erwartung	Beobachtung	Chi ²	G-Test	p(exp)	p(obs)	bailey-	bailey+	BAILEY	Jacobs Index
Sommer 2011											
Anderes	4.47	0.37	0.00	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	=	-1.00
Getreide	177.85	14.73	12.00	0.50	-2.46	0.09	0.08	0.02	0.15	=	-0.11
Grünland	515.41	42.68	15.00	17.95	-15.68	0.27	0.09	0.04	0.18	-	-0.56
Laubwald	91.61	7.59	15.00	7.25	10.23	0.05	0.09	0.04	0.18	=	0.35
Mais	554.37	45.90	36.00	2.14	-8.75	0.29	0.23	0.13	0.33	=	-0.16
Moor & Buschland	45.52	3.77	7.00	2.77	4.33	0.02	0.04	0.01	0.11	=	0.31
Nadelwald	161.41	13.36	7.00	3.03	-4.53	0.08	0.04	0.01	0.11	=	-0.33
Raps & andere Feldfrüchte	41.07	3.40	13.00	27.10	17.43	0.02	0.08	0.03	0.16	+	0.61
Schilf	58.13	4.81	8.00	2.11	4.06	0.03	0.05	0.01	0.12	=	0.26
Siedlung	196.45	16.27	0.00	16.27	0.00	0.10	0.00	0.00	0.04	-	-1.00
unbest. Wald	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00
Wasser	21.97	1.82	0.00	1.82	0.00	0.01	0.00	0.00	0.04	=	-1.00
Sommer 2012											
Anderes	22.96	4.71	2.00	1.56	-1.71	0.01	0.01	0.00	0.03	=	-0.41
Getreide	189.59	38.87	71.00	26.55	42.77	0.11	0.21	0.15	0.28	+	0.34
Grünland	263.68	54.06	80.00	12.45	31.35	0.16	0.24	0.17	0.30	+	0.24
Laubwald	144.53	29.63	18.00	4.57	-8.97	0.09	0.05	0.02	0.10	=	-0.26
Mais	204.40	41.91	75.00	26.13	43.65	0.12	0.22	0.16	0.29	+	0.34
Moor & Buschland	78.99	16.20	19.00	0.49	3.03	0.05	0.06	0.03	0.10	=	0.08
Nadelwald	540.93	110.91	73.00	12.96	-30.53	0.33	0.22	0.15	0.28	-	-0.28
Raps & andere Feldfrüchte	5.38	1.10	0.00	1.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	=	-1.00
Schilf	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00
Siedlung	202.94	41.61	1.00	39.63	-3.73	0.12	0.00	0.00	0.02	-	-0.96
unbest. Wald	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00
Wasser	0.04	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	=	-1.00
Sommer 2013											
Anderes	57.96	3.46	0.00	3.46	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
Getreide	596.90	35.59	26.00	2.58	-8.16	0.08	0.06	0.03	0.10	=	-0.17
Grünland	1460.47	87.07	119.00	11.71	37.18	0.20	0.27	0.21	0.34	+	0.20
Laubwald	426.68	25.44	33.00	2.25	8.59	0.06	0.08	0.04	0.12	=	0.14
Mais	1683.83	100.38	86.00	2.06	-13.30	0.23	0.20	0.14	0.26	=	-0.10
Moor & Buschland	208.05	12.40	11.00	0.16	-1.32	0.03	0.03	0.01	0.06	=	-0.06
Nadelwald	1673.78	99.79	79.00	4.33	-18.45	0.23	0.18	0.13	0.24	=	-0.15
Raps & andere Feldfrüchte	107.42	6.40	24.00	48.35	31.71	0.01	0.06	0.03	0.09	+	0.59
Schilf	0.59	0.04	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
Siedlung	889.68	53.04	6.00	41.72	-13.08	0.12	0.01	0.00	0.04	-	-0.82
unbest. Wald	84.70	5.05	0.00	5.05	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	=	-1.00
Wasser	20.99	1.25	3.00	2.44	2.62	0.00	0.01	0.00	0.03	=	0.41

Für das Wildschwein hingegen sind dies begünstigende Faktoren (FRUZINSKI 1995, KEULING 2010), NEET (1995) fand in einer Langzeitstudie in der Schweiz heraus, dass der intensivere Anbau von Mais 49,7 % der Varianz in den jährlichen Wildschwein-Jagdstrecken erklärt und somit einer der wichtigsten, das Populationswachstum beeinflussenden Faktoren ist. Darüber hinaus begünstigt der hohe Anteil an Mais und auch anderen Feldfrüchte wie z. B. Raps oder Roggen das Vorkommen und die Ausbreitung des Wildschweins in einer agrardominierten Landschaft, da so neue Lebensräume entstehen (u.a. SCHLEY & ROPER 2003, KEULING et al. 2008, KEULING & STIER 2009b). Wie zu sehen ist, war der Anteil an Mais an der Gesamtfläche der kartierten Gebiete sehr hoch und könnte damit auch ein Grund für die stetige Zunahme der Wildschweinbestände in dieser Region in den letzten Jahrzehnten sein.

Während des Untersuchungszeitraums wurden 550 Peilungen in der Habitatkategorie „Mais“ (26,5 % des kartierten Gebiets) aufgenommen. Die Maisfelder wurden im Sommer von den Wildschweinen auch gerne über mehrere Wochen als Tageseinstand genutzt. Bei KEULING et al. (2008) wurden Rapsfelder als Tageseinstand aufgesucht, wobei in dem Untersuchungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern wesentlich mehr Raps angebaut wurde als Mais. In dem Untersuchungsgebiet dieser Arbeit war das Gegenteil der Fall, Raps machte nur einen sehr kleinen Teil der Feldflächen aus ($< 0,1\%$). Des Weiteren dürfte auch die Zunahme an Mastjahren in den letzten Jahrzehnten den Sauen sehr entgegen kommen.

Betrachtet man die Habitatnutzung des Wildschweins sollte dies immer im Gesamtzusammenhang betrachtet werden, da die saisonale Nutzung der Flächen die gesamten Habitatbedürfnisse nicht hinreichend erklären würde. Allgemein gilt das Wildschwein in den hiesigen Breitengraden als Art des Waldes (GENOV 1981b) bezeichnet das Wildschwein als einen typischen Waldbewohner. Des Weiteren zeigt sich hier, dass der Wald auch in einer agrardominierten Landschaft eine wichtige Rolle bezüglich der Habitatnutzung darstellt. Gerade über die Wintermonate, in den die landwirtschaftlichen Flächen kahl und ungeschützt sind, wird der Wald wieder als Haupteinstand gewählt. GERARD et al. (1991) sind der Auffassung, dass Waldhabitate gerade in einer durch die Landwirtschaft geprägten Umwelt von großer Bedeutung für das Wildschwein sind. Laub- und Nadelwald wurden in der Betrachtung des gesamten Zeitraums bevorzugt genutzt, aber auch im Sommer spielten Waldanteile weiterhin eine Rolle, wenn auch nicht mehr so ausgeprägt. Auch in anderen Untersuchungen konnte die Bedeutsamkeit des Waldes für das Wildschwein festgestellt werden (z.B.: GERARD et al. 1991, KEULING & STIER 2009b). Er dient als Tageseinstand (GERARD et al. 1991, CARGNELUTTI et al. 1995, CAHILL et al. 2003), als Nahrungsquelle (SINGER et al. 1981, BRIEDERMANN 2009) und beinhaltet viele für den Tagesablauf der Wildschweine wichtige Strukturen wie Suhlen, Wasserstellen und dichtes Unterholz als Deckung (MEYNHARDT 1990, BRIEDERMANN 2009).

Doch auch andere Habitattypen können in dieser Hinsicht genutzt werden. Buschland, Schilf oder Feldfrüchte werden, wenn auch z. T. zeitlich begrenzt nutzbar, von den Wildschweinen als neue Lebensräume erschlossen. So konnte hier festgestellt werden, dass Felder im Sommer gerne als Tageseinstand genutzt werden (siehe auch SANTOS et al. 2004, KEULING & STIER 2009b, KEULING et al. 2009) und in einer Landschaft mit einem geringerem Waldanteil, Buschland und Schilf eine bedeutende Rolle einnehmen (siehe auch BRIEDERMANN 2009); THURFJELL et al. 2009). So wird das Wildschwein in einer von Landwirtschaft geprägten Umwelt mitunter zu einem Bewohner der Felder (GENOV 1981b, KEULING et al. 2008).

Habitatnutzung mittels Fotofallen

Die Kategorie „Fichte“ wird sowohl in den Auswertungen für Hallah sowie in der kombinierten Auswertung der zeitgleichen Daten aus allen Teilgebieten bevorzugt (Abb. 22) Die Kategorie „Buschland“ wird in beiden Fällen leicht gemieden. Für die Kategorie „Feld“, die lediglich im Teilgebiet Kuhstedt vorlag, und somit nur in der Gesamtdarstellung zu finden ist, zeigt sich eine deutliche Meidung. Bei allen anderen Kategorien befindet sich der Erwartungswert für die Nutzung innerhalb des Bailey-Intervalls, womit eine Gleichnutzung vorliegt.

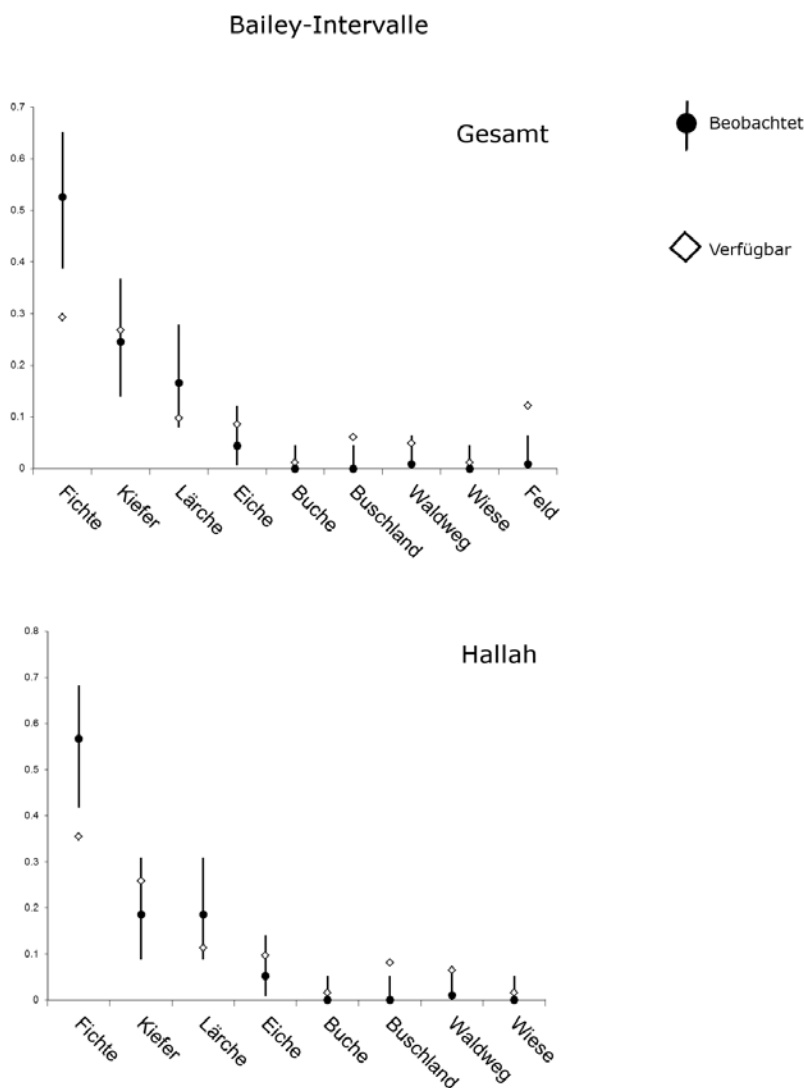


Abb. 22: Ergebnisse des HNA-Verfahrens zur Lebensraumanalyse, einmal zusammengefasst für alle Teilgebiete (Gesamt), einmal für das Teilgebiet Hallah.

Die Habitatnutzungsanalyse basierend auf Fotofallendaten hat sich als bedingt geeignet erwiesen. Zwar sind die Ergebnisse teilweise plausibel und aus dem Verhalten der Art erklärbar, insgesamt muss jedoch von einem zu weitmaschigen Fotofallennetz ausgegangen

werden, um wirklich die Nutzungspräferenzen des Wildschweines darstellen zu können. Hierauf weist in erster Linie das Fehlen von Fotos von Wildschweinen bei maßgeblichen Verhaltensweisen wie Nahrungsaufnahme oder Ruhen hin.

Erlegungsentfernungen

Von den 2011 markierten Sauen wurden in diesem Jahr eine Bache (OM 54, Tab. 14) auf der jährlichen Revierübergreifenden Ansitzdrückjagd erlegt. Diese Sau stammt aus einer Rotte von anfänglich vier, im Revier Minstedt besenderten Sauen. Somit ist nur eine Bache aus dieser Rotte mit unbekanntem Verbleib geblieben. Aus den vorhergehenden Jahren verbleiben noch zwei weibliche, besenderte, sowie zusätzlich zwei markierte Sauen aus 2011. Aus 2012 ist bei fünf besenderte der verbleib ungeklärt. In diesem Jahr sind alle besenderten Sauen erlegt worden, wobei sechs ausschließlich markierte Frischlinge noch nicht als erlegt gemeldet wurden. Ein markierter Frischling, sowie die Überläuferbache OM 55/61, sind dieses Jahr dem Straßenverkehr erlegen und sind die einzigen nicht durch die Jagd zu Tode gekommenen Sauen im gesamten Untersuchungszeitraum. Über die drei Jahre wurden 65% von den gefangenen und markierten Sauen erlegt.

Tab. 14: Übersicht der erlegten Sauen 2011, 2012 & 2013 und deren Entfernung vom Erlegungsort zum Fangort. OM = Ohrmarkennummer Distanz = Entfernung vom Erlegungs- zum Fangort.

Sau	OM	Erlegungsdatum	Erlegungsort	Gewicht beim Fang	Aufbruchgewicht	Distanz (km)	Bejagungsart
Herbert	2	17.06.11	Ahe, Weizenfeld	-	40	1	Ansitzjagd
OM 6	6 (klein)	09.07.11	Monsilienburg	10	8	8	Ansitzjagd
OM 3	3 (klein)	29.07.11	Monsilienburg	8	10	8	Ansitzjagd
Carlos	1	13.10.11	Heeßel	57	75	38	Ansitzjagd
Berta	56	02.11.11	Ohrel	-	78	8	Maisernte
Giselle	8	08.11.11	Ahe	-	67	2	Ansitzjagd
Antonia	52	19.11.11	Engeo	16	45	2,5	Revierübergreifende Ansitz-Drückjagd
Anton	51	27.01.12	Sandbostel	17	50	5	Ansitzjagd
Bob	57	04.06.12	Minstedter Moor	27	41	< 3	Ansitzjagd
Cornelia	11	05.06.12	Steden	19	15	< 2	Kirrung
Cesar	15	28.06.12	Steden	17	15	< 2	Kirrung
Ben	59	26.10.12	Fehrenbruch	48	82	14	Maisernte
Cornelius	13	27.10.12	Brunshausen	13	31	6	Maisernte
Chrissi	14	16.11.12	Els	14	35	1	Ansitzdrückjagd Els
Charlotte	19/20	21.07.13	Steden	40	39	< 2	Kirrung
OM 25	25 (klein)	27.07.13	Giehle II	ca 5	14	< 1	Verkehrsunfall
OM 30	30 (klein)	14.10.13	Giehle II	ca 5	27	1	Einzeljagd
Kimi	22	26.10.13	EJ Giehlermühlen	ca 40	65	< 1	Treibjagd
Anne	54	02.11.13	Ober-Ochtenhausen	17	82	6	Revierübergreifende Ansitz-Drückjagd
Erika	21	02.11.13	Ahe (Seggen)	ca. 45	65	< 2	Revierübergreifende Ansitz-Drückjagd
OM 60/62	60/62	03.11.13	Hohes Moor	56	55	11,5	Treibjagd
Lieselotte	55/61	18.12.13	Kutenholz	45	ca. 50	5	Verkehrsunfall
Dieter	16	31.01.14	Norddahn	22	60	33	Ansitzjagd
OM 23	23 (klein)	31.01.14	Giehle II	5	42	< 1	Ansitzjagd

Innerhalb eines Monats, wurde zahlenmäßig im November, während der Ansitz-Drückjagden und Maisernten, der größte Anzahl an markierten Sauen erlegt (Abb. 23). Über den gesamten Jahresverlauf gesehen wurde der größte Teil (42%) auf Einzeljagd erlegt. (Abb. 24).

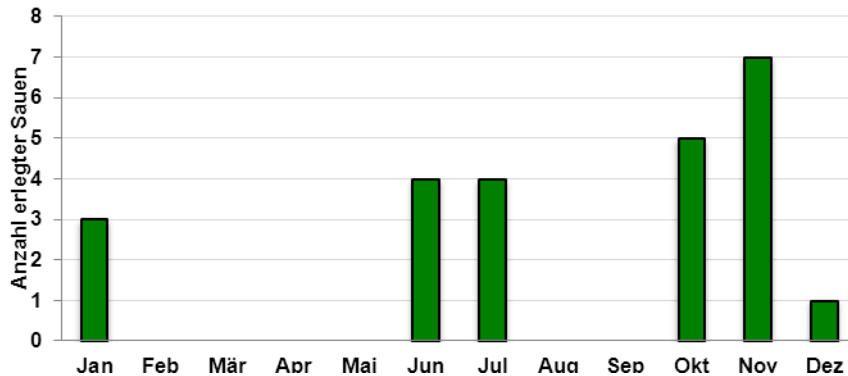


Abb. 23: Überblick über die Anzahl der markierten Sauen die im Jahresverlauf erlegt (inkl. Fallwild) worden sind.

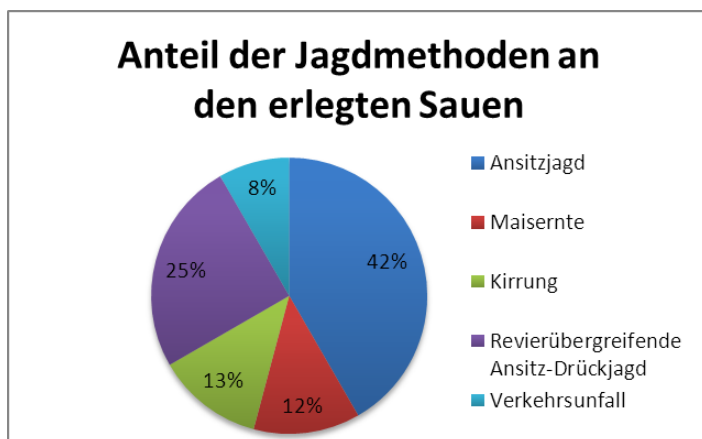


Abb. 24: Anteil der verschiedenen Jagdmethoden bei den zurück gemeldeten, markierten Sauen.

Im Mittel sind weibliche Sauen 3,5 km vom Fangort entfernt erlegt worden, männliche Sauen bei 5,5 km (Abb. 25). Der allgemeine Mittelwert aller Sauen liegt bei 4 km. Ausreißer, wie abgewanderte Sauen sind nicht mit aufgeführt.

Schaut man sich die Erlegungsentfernungen nach Altersklassen unterteilt an (Abb. 26), so wurden sowohl Frischlinge (13), wie auch ältere Bachen (3) zwischen 4 – 5km vom Fangort erlegt. Bei den Überläufern (8) liegt das Mittel bei 12 km, wobei auch die abgewanderten, männlichen Überläuferkeiler miteinbezogen wurden. Nimmt man die beiden Fälle heraus, liegt auch hier die Mittlere Erlegungsentfernung bei 4 km.

MEYNHARDT (1990) berichtet Rückmeldungsentfernungen von noch unter 2 km, wenn die Sauen unter einem Jahr alt sind. Für weibliche Überläufer gibt er 6 km an. Die vorliegen

Daten decken sich im Großen mit denen Meynhardts, wobei kein signifikanter Unterschied zwischen den Altersklassen festgestellt werden kann.

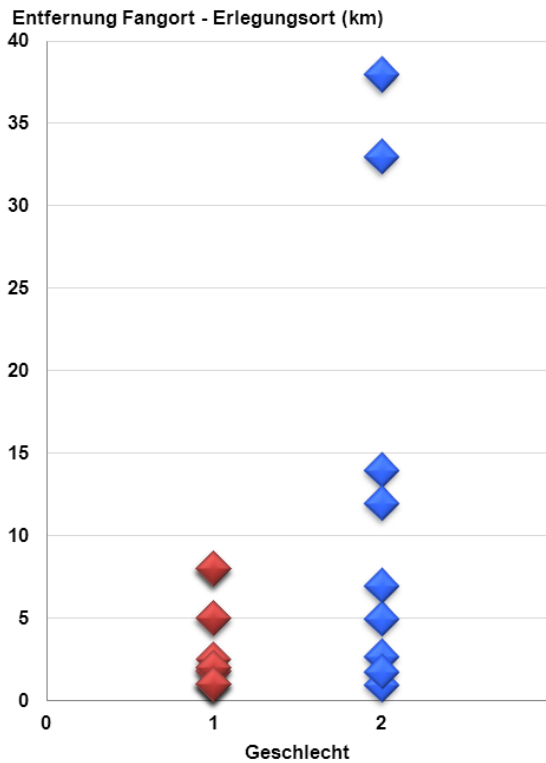


Abb. 25: Entfernung (km) zwischen Fang- und Erlegungsort bei Bachen (1) und Keilern (2). Die Keiler die in 33 und 38 km Entfernung erlegt worden sind, wurden nicht in die Berechnung für den Durchschnittswert hinzugezogen.

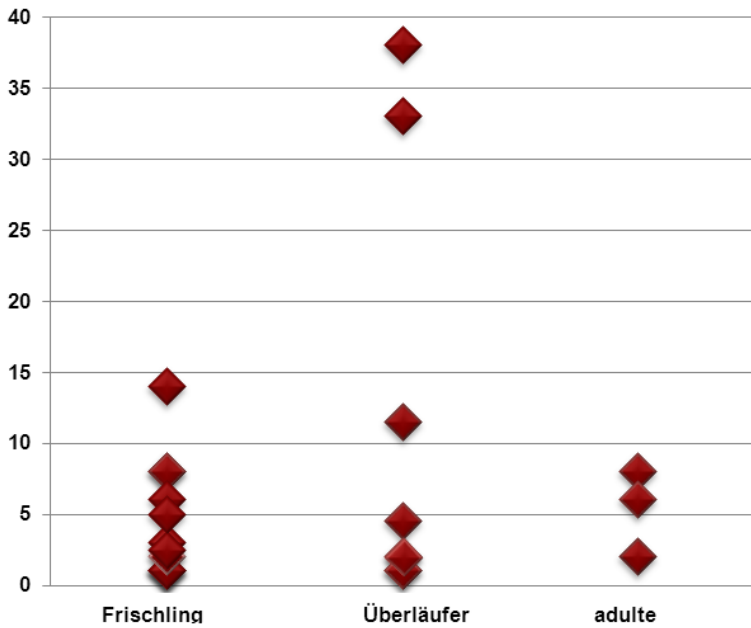


Abb. 26: Erlegungsentfernung (km) nach Altersklassen aufgeteilt. Bei den Überläufern stechen, die männlichen abgewandeter Stücke hervor.

5. Die Bedeutung der Leitbachen für das Schwarzwildmanagement

Leider konnte die Fragestellung, welche Bedeutung die Leitbache für Rottenstruktur, Ausbreitung, Reproduktion und Wildschäden hat, aus den radiotelemetrischen Untersuchungen nicht beantwortet werden. Aufgrund der nur mäßigen Fangerfolge und der großen technischen Probleme mit den verschiedenen Sendermodellen in den ersten beiden Projektjahren konnten nicht genügend Tiere innerhalb einer Rotte beobachtet werden, um dann die Leitbache erlegen und einen Vorher-Nachher-Vergleich betreiben zu können. Dies ist umso bedauerlicher, da die Jäger vor Ort sehr hinter dem gesamten Projekt standen und es vollstens unterstützt haben. Daher muss an dieser Stelle hier auf die Literaturstudie zur Bedeutung der Leitbache in dem Abschlussbericht des Jahres 2010 (KEULING et al. 2011) und weitere Untersuchungen hingewiesen werden (HOHMANN 2005a, b, 2009, KEULING & STIER 2009b, KEULING 2013a).

Die Sozialstruktur ist streng hierarchisch geordnet. Die Leitbache ist das unangefochtene Alpha-Tier in der Rotte, sie bestimmt das komplette Sozialleben von der Leitung der Bewegungsmuster bis hin zur Rauschsynchronisation innerhalb der Rotte. In Großrotten hat sie also eine wirklich leitende Funktion. Aber: in hohen sowie in geringen Populationsdichten (z.B. Ausbreitungsgebiete) kommen vorwiegend Rotten mit ein oder zwei Bachen vor (KEULING & STIER 2009b). D.h. hier gibt es nur sehr wenige „echte“ Leitbachen. Dieses gilt sowohl für intensiv wie auch für nur wenig bejagte Populationen (KEULING 2009). Auch ist die Leitbache nicht in der Lage die Rausche nachrangiger Bachen zu unterdrücken oder gar die Rausche innerhalb der gesamten Population zu synchronisieren. Frischlinge zu Unzeiten entstehen durch Nachrausche bei nicht-Aufnahme oder Frischlingsverlusten des kompletten Wurfes sowie durch frühreife Frischlingsbachen, die außerhalb der „normalen Rauschperiode“ geschlechtsreif werden. Es erscheint also so, als ob die „Idealrotte“ ein Wunschdenken derjenigen ist, die sehr eng mit „ihrem“ Schwarzwild gearbeitet haben (z.B. MEYNHARDT 1990, HAPP 2007, 2009, 2010), was dann auch von anderen Autoren (STUBBE 1996a, BRIEDERMANN 2009) und Wildbewirtschaftern übernommen wurde. Es sei unbestritten, dass es solche Rotten gibt und dass diese sowohl biologisch wie auch jagdlich hervorragend funktionieren. Dieses „gute Funktionieren“ führt dann natürlich schnell dazu, dieses auch als „Ziel“ zu propagieren. Dennoch treten solche Rotten mit „echten“ Leitbachen anscheinend nur selten auf, zumindest unter „normalen“ Bedingungen.

Nach Überprüfung einiger Hypothesen zur Bedeutung der Leitbache (Tab. 15) erscheint es weder positiv noch negativ für die Bejagung, ob die Leitbache erlegt wird. D.h. in Summe ist die Bedeutung der Leitbache für die Jagd ausgeglichen. Allerdings ist und bleibt die Leitba-

che das alpha-Tier. Biologisch wird sie benötigt, es findet sich jedoch immer eine neue Leitbache.

Tab. 15: Bedeutung der Leitbache

Hypothese	Zutreffen	Bedeutung für Jagd	
LB hält die Rote zusammen und führt sie	✓	positiv: Rotten verlässlich negativ: Gelehrigkeit der LB	±
Tod der LB führt zu Rotenteilung	✓	positiv: kleine unerfahrene Rotten sind leichter bejagbar. Mehrere Stücke können gleichzeitig erlegt werden, wenn sie an verschiedenen Orten erscheinen negativ: unerfahrene Rottenmitglieder können höhere Schäden verursachen	±
LB synchronisiert die Rausche innerhalb der Rotten	✓	positiv: Frischlinge einer Rote sind gleich alt, Bejagbarkeit zu einer bestimmten Zeit	+
LB synchronisiert die Rausche in der Population	✗	da nicht zutreffend: irrelevant für Jagd	/
LB unterdrückt Vermehrung der Frischlingsbachen	✗	da nicht zutreffend: irrelevant für Jagd	/
Erfahrung der LB führt zu Vermeidung von Erlegungen	✓	negativ: unerfahrene Frischlinge	-
LB sorgt für geringere Schäden	?	nicht bekannt positiv wenn zutreffend, erscheint aber unwahrscheinlich	(+)

Eine versehentliche Erlegung hat nach derzeitigem Kenntnisstand nur geringe Auswirkungen. Eine Angst vor Leitbachenerlegung darf also nicht dazu führen, dass nachrangige Bachen geschont werden. Das Augenmerk sollte auf der Erlegung von Frischlingen liegen. Zu einer Regulation des Bestandes durch Frischlingsbejagung müssten jedoch 80% des Frischlingsjahrgangs erlegt werden. Daher liegt, insbesondere bei der Einzeljagd, das Augenmerk auf der Erlegung nachrangiger Bachen. Dieses ist besonders wichtig, da bei der Einzeljagd oft nur ein Stück bei einem Anstich aus einer Rote erlegt werden kann. Um langfristig regulierend oder gar reduzierend in den Bestand einzugreifen, müsste mit diesem einen Schuss also möglichst das Stück mit dem höchsten potentiellen zukünftigen Lebensreproduktionserfolg erlegt werden. Dieses sind die Bachen mit einem Alter von zwei und drei Jahren (Abb. 27). Der potentielle zukünftige Lebensreproduktionserfolg eines Individuums einer bestimmten Altersklasse errechnet sich aus folgenden Faktoren: Sterblichkeitswahrscheinlichkeit, Anzahl Individuen in der Altersklasse, Anzahl Überlebende, Fertilität, mittlere Wurfgröße. Für die Berechnung wurden die Daten aus den Reproduktionsuntersuchungen (Kapitel 7) und aus KEULING et al. (2013) verwendet. Da Frischlingsbachen, Überläuferbachen sowie auch die wirklich alten Bachen nur eine verhältnismäßig geringe weitere Lebenserwartung haben, macht es am meisten Sinn, zur langfristigen Regulation der Bestände auf der Einzel-

jagd möglichst junge nachrangige Bachen zu erlegen. Hinzu kommt, dass innerhalb der Roten die Erlegungswahrscheinlichkeit einer Frischlingsbache halbiert ist (Abb. 27, rote Säule), da die Hälfte der Frischlinge männlich sind (weitere Ausführungen hierzu in den Kapiteln 11 und 12).

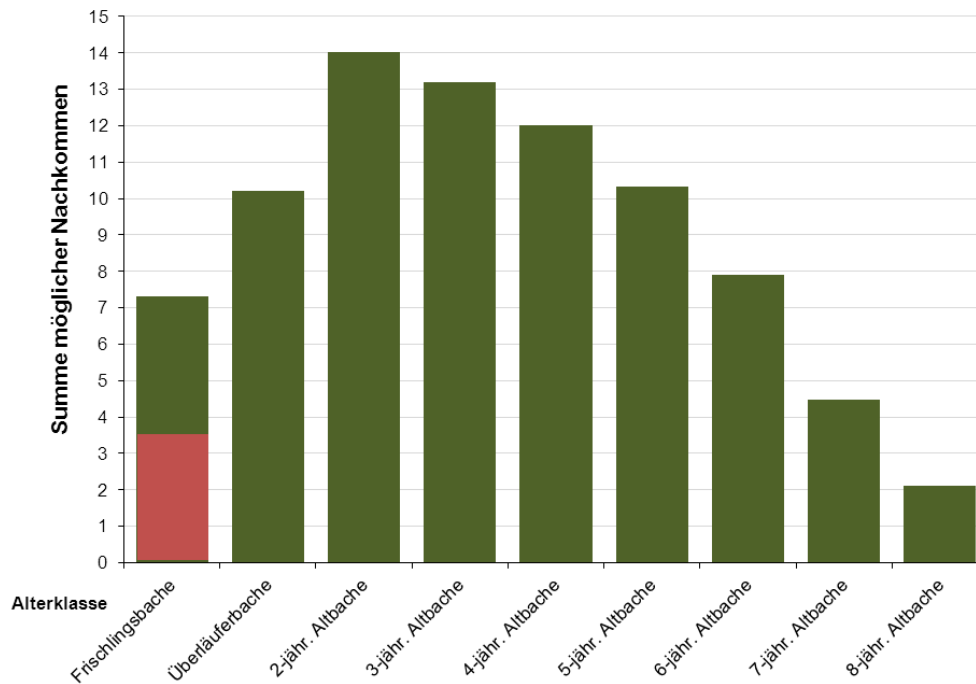


Abb. 27: Summe aller zu erwartender Nachkommen (expected lifetime reproduction) bei Wildschweinbächen (Hohmann 2010 persönlich, Fertilitäts- und Mortalitätseckwerte nach BRIEDERMANN (2009) und GETHÖFFER et al. (2010); verändert nach Keuling)

Bei entsprechend gutem Ansprechen anhand des Sozialverhaltens wird die Leitbachenerlegung dann die Ausnahme bleiben. Eine gezielte Erlegung sollte nicht propagiert werden, in Einzelfällen kann es jedoch auch Sinn machen besonders erfahrene Leitbächen zu erlegen, um die übrigen Tiere dieser Rotte leichter bejagen zu können.

6. Erstellung eines Habitateignungsmodells für Niedersachsen

Methoden

Es wurden verschiedene Modelle berechnet. Die Modelle basieren auf verschiedenen statistischen Modellen gestützt von geografischen Informationssystemen (GIS). In den ersten beiden Modellen wurden zunächst Abundanz und Verbreitung des Schwarzwildes auf Basis der Jagdstrecken auf Gemeindeebene aus der WTE Niedersachsen 2009 bis 2011 (STRAUß, LJN, ITAW, GUERRO CASADO unveröff.) berechnet. Die Daten für dieses Modell wurden in eine Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten in den einzelnen Gemeinden auf Grundlage der CORINE Landcover Daten, klimatische Variablen (www.worldclim.org) und topografische Variablen des Digitalen Höhenmodells DHM verwendet. Mit der Software Fragstats (<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>) wurden eine Vielzahl von Habitatvariablen berechnet: Felder, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Buschland, Feuchtgebiete, Wasserflächen, artifizielle Flächen (stark anthropogen geprägt = Siedlung, Industrie und Tagebau).

Zur Analyse wurde der Jagdstreckenindex (erlegte Stück Schwarzwild / 100 ha = HI) als stetige Antwortvariable verwendet (Acevedo et al. 2005). Im ersten Modell wurden alle Variablen (Tab. 16) in einem linearen gemischten Modell berechnet. Im zweiten Modell wurden die Variablen, welche im ersten Modell signifikant mit dem HI korrelieren, verwendet. Die signifikanten Variablen dieses Modells wurden für das finale gemischte Modell ausgewählt: Mittlere Jahrestemperatur, Jahresniederschlag, Geländehöhe und der Prozentsatz verschiedener Vegetationskategorien jeder Gemeinde.

Tab. 16: Untersuchte Variablen des ersten Modells

Untersuchte Variablen	
Parzellendichte auf Landschaftsebene	Mittlere Januartemperatur
Teilungsindex auf Landschaftsebene	Mittlere Julitemperatur
Randstrukturendichte auf Landschaftsebene	Mittlerer monatlicher Niederschlag
Mittlere Parzellengröße auf Landschaftsebene	Geländehöhe
Shannon´s Diversitätsindex	Prozent jeder Vegetationskategorie
Aggregationsindex auf Landschaftsebene	Parzellendichte jeder Vegetationskategorie
Jahresmitteltemperatur	Randstrukturendichte jeder Vegetationskategorie

In beiden Modellen wurden die Variablen mittels logistischer Regression analysiert, um die erklärenden Variablen zu identifizieren. Das Endergebnis wurde in GIS auf verschiedenen

Skalenebenen (Gemeindeebene, UTM-basiertes Raster von 5x5km) dargestellt, um die Habitateignungen für das Schwarzwild in Niedersachsen darzustellen.

Da die Verwendung flächendeckender Jagdstreckendaten zur Berechnung einer flächendeckenden Vorkommensvorhersage einen gewissen Zirkelschluss in sich beherbergt, wurde ein weiteres Modell Anhand von Habitatnutzungshäufigkeiten aus Telemetriedaten aus vorangegangenen Studien in unterschiedlichen Lebensräumen mittels von Mahalanobis-Distanzen erstellt (KRÜGER 2013). Zwei Telemetrie-Datensätze wurden in Wald-Agrarlandschafts-Mischgebieten erhoben: D1 von 2003 bis 2005 im Landkreis Ludwigslust, Mecklenburg Vorpommern (vergl. KEULING & STIER 2009b); D2 von 1998 bis 2002 im LK Gifhorn. D3 wurde in einem reinen Waldgebiet von 2004 bis 2006 grenzübergreifend in den Landkreisen Uelzen, Gifhorn und Celle erhoben (für D2 und D3 vergl. SODEIKAT & POHLMAYER 2005b). Die Original-Datensätze (N = 29036) wurden bereinigt, per Zufallsauswahl auf eine ähnlich große Jahres-Datenmenge reduziert (N = 1390) und in die jeweiligen Jahreszeiten jeweils in Ruhephase oder Aktivphase unterteilt. Die Reduktion war nötig um die Datenmenge berechnen und Autokorrelationen ausschließen zu können. In dem Datensatz waren unter anderem folgende Parameter erfasst worden, die Kennnummer, Rotten-ID, Datum, Uhrzeit (teilweise) und die Koordinaten. Dieser Gesamtdatensatz wurde zur Berechnung des optimalen Habitats verwendet.

Die Grundlage, zu der Erstellung einer Karte von Niedersachsen und einem Ausschnitt Mecklenburg Vorpommerns, bilden die Corine Landcover Daten (CLC2006) sowie die Daten aus dem digitalen Landschaftsmodell (DLM 2007). Die Karten wurden ESRI® ArcMap 10.0 erstellt und bearbeitet. Den einzelnen Schwarzwildlokalisationen wurden anhand der Koordinaten die entsprechenden Habitattypen (Nutzungen) zugeordnet.

Eine abwechslungsreiche gemischte Mosaikstruktur der Habitate aus Wald-, Acker- und Grünlandflächen stellen einen optimalen Lebensraum für das Schwarzwild dar (KEULING & STIER 2009b). Daher wurde aus den Telemetriedaten das „optimale“ Habitat mittels folgender Parameter berechnet: Flächengröße, Distanzen zu Straße, zu Siedlung, zu Wald, zu Acker- und Grünlandfläche ermittelt. Zusätzlich wurde ein Gütefaktor gewählt, um die angrenzende Flächendiversität einer Fläche zu beschreiben. Der Gütefaktor einer Fläche wurde jeweils durch die Anzahl der angrenzenden Flächen und deren Nutzungen sowie einer Gewichtung (KRÜGER 2013) ermittelt.

$$\text{DivGüte} = F_{\text{bew}} * \text{Gewichtung}$$

F_{bew} =	Anzahl der Flächen um die bewertete Fläche ($F_{\text{bew}} = 1, \dots, n$)
Gewichtung:	ermittelt sich aus den angrenzenden Flächennutzungen, Gewichtung = $0,2 * F_{\text{nutz}}$
F_{nutz} =	Anzahl der Flächennutzungen um die bewertete Fläche

Der mittlere Gütefaktor von 20 beschreibt im Mittel, dass bei 5 möglichen Nutzungen, 20 Flächen angrenzen.

Siedlungsflächen wurden nicht bewertet, sie gingen aber in die Berechnung als Abstandsparemeter ein. Ebenso sind Wasserflächen nicht bewertet worden, da die Auflösung (100 x 100 Meter) der Karte kleine Wasserstellen und Gräben nicht abbildet. Bei eventueller Betrachtung der Wasserflächen aus der Karte würde der berechnete Parameter „Abstand zu Wasser“ zu groß ausfallen und eine Meidung der Wasserstellen durch das Schwarzwild vermuten lassen. Das Schwarzwild hält sich aber bevorzugt an Tümpeln, Wasserstellen und Schilfgebieten auf (BRIEDERMANN 2009, KEULING & STIER 2009b). Des Weiteren konnten aufgrund der geringen Auflösung der Karte Hecken- und Strauchflächen nicht bewertet werden. Hecken- und Strauchflächen stellen, aufgrund der schutzbietenden Vegetation, optimale Verbreitungswege für das Schwarzwild dar (THURFJELL et al. 2009).

Von diesen Parametern sind somit der Mittelwertsvektor μ und die Kovarianzmatrix Σ aller Vorkommensflächen berechnet worden. Diese beiden Größen kennzeichnen das optimale Habitat. Die Distanz gibt einen Ähnlichkeitswert zwischen zwei Objekten an, je kleiner die Distanz ist, desto ähnlicher sind sich die zwei Objekte. Flächen mit großen Mahalanobis-Distanzen unterscheiden sich demzufolge in den Habitatparametern deutlich von der optimalen Fläche. Die Berechnung der Mahalanobis-Distanz wurde mit der Open-Source-Software R, Version 2.14.1, durchgeführt (R Development Core Team 2011).

Für die Berechnung der Mahalanobis-Distanz der einzelnen Landkreisflächen Niedersachsens, sind vorab die drei Landkreise Celle, Gifhorn und Uelzen zusammengefasst worden. Die Zusammenfassung erfolgte, da der zweite Datensatz (D2) sich über diese drei Landkreise erstreckt. Die Berechnung der Eigenschaften für die restlichen 43 Landkreise geschah jeweils einzeln. Aus diesen zwei Datensätzen, einmal bestehend aus den Optimalparametern aus Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen und einmal aus den Parametern für die zu prognostizierenden Flächen der einzelnen Landkreise, wurde die Mahalanobis-Distanz berechnet. Anschließend wurde betrachtet in wie weit sich die Waldstandorte auf die Ausbreitung des Schwarzwilds auswirken. Hierzu flossen die zurückgelegten Entfernungen in der nachtaktiven Phase vorangegangener Telemetriestudien sowie die Frequentierungen der einzelnen Habitatkategorien ein.

Um die Berechnungen zu kontrollieren wurden die Mahalanobis-Distanzen der Landkreise mit den Jagdstreckenindizes der einzelnen Landkreise aus den offiziellen Jagdstreckenstatistiken der letzten vier Jahre mittels Pearson-Korrelation verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Vorkommenswahrscheinlichkeiten mittels FragStat auf Grundlage von Jagdstrecken- daten

Insgesamt ist das Vorkommen von Schwarzwild stark von der Landschaftsdiversität und höheren Waldanteilen bestimmt. Dementgegen gab es negative Korrelationen mit der Temperatur, landwirtschaftlichen und artifiziiellen Flächen (Tab. 17).

Tab. 17: Ergebnisse des finalen linearen gemischten Modells

Variable	$\beta \pm \text{Standardfehler}$	t-value	p-value
Intercept	6,07 \pm 1,55	3,92	0,0001
Shanon´s Biodiversitätsindex	0,93 \pm 0,14	6,71	<0,0001
mittlere Jahrestemperatur	-0,20 \pm 0,16	-1,22	0,2252
mittlerer Jahresniederschlag	-0,08 \pm 0,006	-1,215	0,2252
artifizielle Flächen (%)	-0,03 \pm 0,01	-5,47	<0,0001
Randstrukturendichte landwirtschaftlicher Flächen	0,001 \pm 0,003	0,360	0,7192
Laubwald (%)	0,018 \pm 0,003	5,749	<0,0001
Dichte der Laubwald-Parzellen	1,027 \pm 0,225	4,556	<0,0001
Nadelwald (%)	0,018 \pm 0,02	7,135	<0,0001

Ergebnisse der logistischen Regressionen auf Gemeindeebene: Modell 1. Alle Variablen: $Y = 9,931 + (\text{Shannon´s Biodiversitätsindex} * 8,932) - (\text{Mittlere Januartemperatur} * 1,008) - (\text{Niederschlag} * 0,35) + (\text{Geländehöhe} * 0,04) - (\% \text{artifizielle Flächen} * 0,235) - (\text{Randstrukturendichte landwirtschaftlicher Flächen} * 0,023) - (\text{Dichte Grünlandparzellen} * 6,215) + (\% \text{Laubwald} * 0,109) + (\% \text{Nadelwald} * 0,053) - (\text{Wasserflächen} * 0,318)$. Modell 2. Faktoren Niederschlag, Höhenlage, artifiziieller Strukturanteile und Anteil an verschiedenen Vegetationsklassen: $Y = 60,79 - (\text{mittlere Jahrestemperatur} * 4,937) - (\text{Niederschlag} * 0,322) + (\text{Geländehöhe} * 0,033) - (\% \text{artifizielle Flächen} * 0,160) - (\% \text{Felder} * 0,033) + (\% \text{Laubwald} * 0,169) + (\% \text{Nadelwald} * 0,107) + (\% \text{Buschland} * 0,226)$.

Es zeigte sich, dass unter den gegebenen Voraussetzungen anhand der Berechnung aufgrund von Jagdstreckendaten auf Gemeindeebene die westliche Hälfte Niedersachsens nur wenig für Schwarzwild geeignet ist (0-25% Habitateignung, Abb. 28). Daher wurde die Berechnung mittels Fragstats auf einer feineren Skalierung von 5x5km wiederholt. Hier sind nun deutlich mehr Flächen mit besserer Habitateignung in Westniedersachsen zu erkennen (Abb. 29).

Anhand dieser Ergebnisse können Faktoren identifiziert werden, die das Vorkommen und die Abundanz des Schwarzwildes beeinflussen können. Mit den Vorhersagekarten können zukünftige Trends besser verstanden und die am besten geeigneten Regionen identifiziert werden.

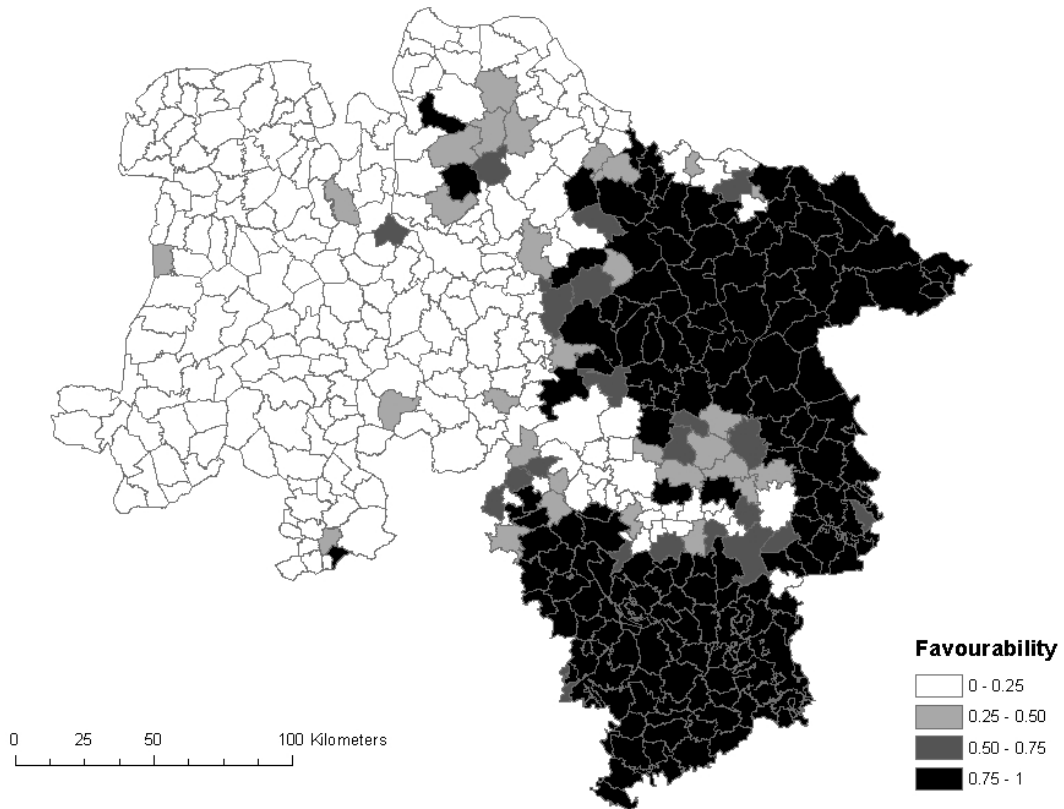


Abb. 28: Eignungskarte aus Model 2 auf Gemeindeebene



Abb. 29: Ergebnis des Modells bezogen auf 5x5km UTM-Zellen-Raster.

Vorkommenswahrscheinlichkeiten mittels Mahalanobis-Distanzen auf Grundlage von Telemetriedaten

Aus dem zusammengefassten Datensatz wurden der Mittelwertsvektor (Abb. 30) und die Kovarianzmatrix (Tab. 18) berechnet, diese charakterisieren das optimale Habitat. Waldflächen werden bevorzugt genutzt (vergl. auch KEULING 2010, BURS 2012, HERBST et al. 2013). Flächen in der Nähe zu Siedlungen und Straßen werden eher gemieden. Dieses könnte jedoch ein Artefakt sein, da die Datengrundlagen jeweils aus menschlich dünn besiedelten Untersuchungsgebieten stammen. Derzeit laufen Studien in urbanen Gebieten über das Schwarzwild in Berlin und Rostock die das Verhalten der Sauen in Städten untersuchen. Die starke Streuung und generelle Meidung der Agrarflächen verdeutlicht die Saisonalität der Nutzung.

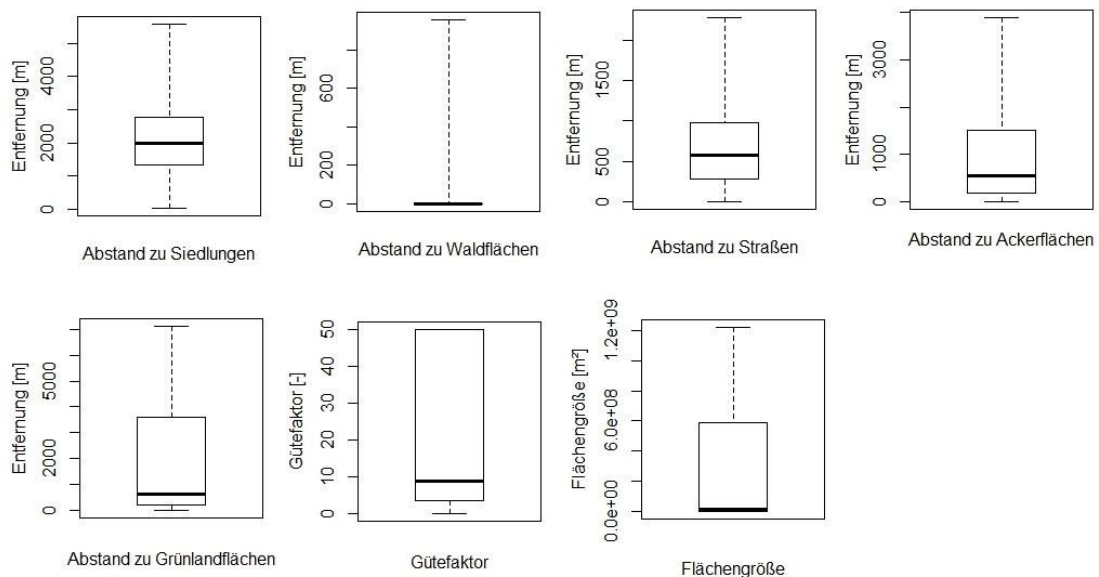


Abb. 30: Darstellung der jeweiligen Umweltvariablen aus denen das optimale Habitat erstellt wurde.

Tab. 18: Korrelationsmatrix des optimalen Habitats. Abbildung des positiven- und negativen Zusammenhangs der Umweltparameter zueinander, mit Angabe der dazugehörigen Signifikanz, wobei der p – Wert bei * von 0,5 - 0,01, bei ** von 0,01 - 0,001 und bei *** <0,001 beträgt.

	Siedlung		Wald		Straße		Ackerland		Grünland		Güte	
Wald	-0.32	***										
Straße	0.08	**	-0.08	**								
Ackerland	0.70	***	-0.30	**	0.12	***						
Grünland	0.50	***	-0.19	***	0.36	***	0.64	***				
Güte	0.39	***	0.08	**	0.18	***	0.59	***	0.74	***		
Fläche	0.35	***	-0.01		0.21	***	0.51	***	0.66	***	0.90	***

Die Spannweite der Mahalanobis-Werte reicht von 0,8 bis 313,2 der dazugehörige Mittelwert beträgt 7,75, der Median 2,80. Unter Verwendung der Quantile $q = 0,25; 0,75; 0,90$ er-

folgte die Klassifizierung der Flächeneignung in sehr gut, gut, mäßig und schlecht geeignete Habitate für das Schwarzwild (Tab. 19).

Tab. 19: Einteilung der Mahalanobis-Werte. Einstufung in die Flächeneignungen sehr gut, gut, mäßig oder schlecht unter Verwendung der Quantile 0,25, 0,75 und 0,90

Quantil	0,25	0,75	0,90	
Mahalanobis-Wert	0,00 bis \leq 2,00	2,00 bis \leq 5,50	5,50 bis \leq 16,0	> 16
Eignung	sehr gut	gut	mäßig	schlecht

Die Karte der Habitateignung zeigt das insgesamt der Südosten Niedersachsens, mit Ausnahme der Landkreise Braunschweig, Hannover, Salzgitter und Wolfenbüttel, geeigneter als der Nordwesten ist (Abb. 31). In Nordwest Niedersachsen fallen zunächst die Landkreise, Aurich, Emden, Friesland, Grafschaft Bentheim, und Wesermarsch durch eine sehr helle und damit eine schlechte Eignung auf.

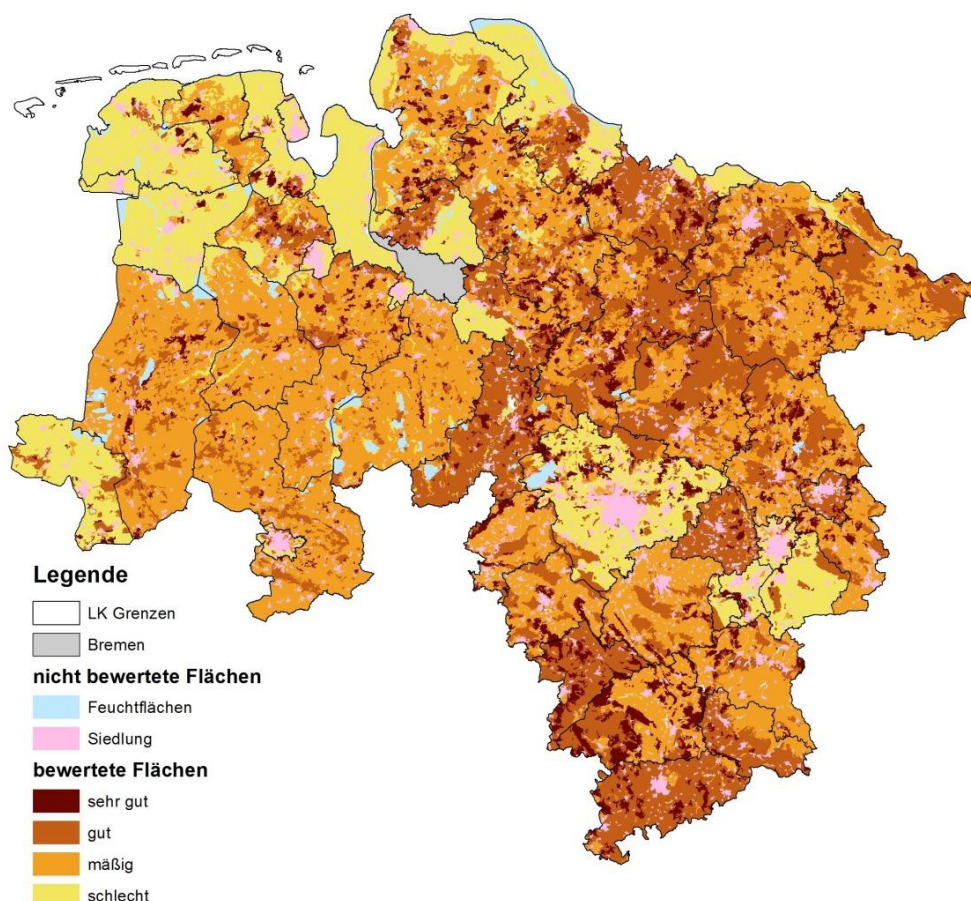


Abb. 31: Habitateignungskarte aufgrund von Telemetriedaten für das Schwarzwild in Niedersachsen.

Eine Reihungen von farblich sehr gut und gut geeigneten Flächen erstrecken sich von Nienburg in Nordwestlicher und westlicher Richtung bis an die Nordsee und den Südwestlichsten Landkreis Grafschaft Bentheim. Diese beiden potentiellen Ausbreitungswege insbeson-

dere von Krankheiten wie der KSP und aktuell auch der ASP zeigen sich in beiden Habitateignungsmodellen.

In Nordwest-Niedersachsen weisen 16 Landkreise und für Südost-Niedersachsen drei Landkreise mehr als 75 % mäßig oder schlecht bewertete Flächen auf. In Südost-Niedersachsen weisen sieben Landkreise mehr als 75% sehr gut oder gut bewertete Flächen auf. Erstaunlicherweise sind dieses nicht unbedingt die Landkreise die derzeit die höchsten Jagdstreckendichten haben. Somit ist in weiten Teilen Niedersachsens noch ein deutlicher Anstieg der Schwarzwildbestände zu erwarten.

Es ist ein signifikanter Zusammenhang zwischen Habitateignung der Landkreise und den jeweiligen Jagdstrecken gegeben (Pearson 0,88, $R^2 = 0,77$, $p = 2,8 \cdot 10^{-15}$, Abb. 32) folglich gibt es einen signifikanten Zusammenhang zwischen diesen beiden Daten. Somit kann das Modell als weitgehend zutreffend angesehen werden.

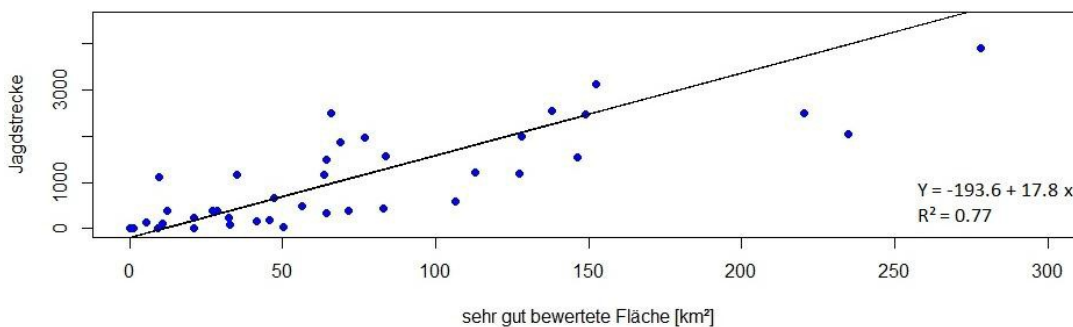


Abb. 32: Korrelation der Jagdstrecke mit den sehr gut bewerteten Flächen der jeweiligen Landkreise.

Geht man davon aus, dass Schwarzwild größere zusammenhängende Waldstücke braucht, um als Standwild vorzukommen, ergibt sich bei der Annahme, dass diese Waldstücke 300 ha betragen müssen, ein Bild, dass ca. 75% der Landesfläche dauerhaft durch Schwarzwild als Standwild besiedelt sein können (Abb. 33). Durch die telemetrischen Untersuchungen dieser Studie hat sich jedoch gezeigt, dass Schwarzwild innerhalb der Agrarlandschaft auch längerfristig in kleineren Waldstücken als Standwild vorkommen kann wenn die Waldflächen nah genug beieinander liegen. Aus den Telemetriedaten dieser und anderer Studien (SODEIKAT & POHLMAYER 2002, 2005b, KEULING et al. 2008, KEULING & STIER 2009b) zeigt sich das Schwarzwild im Mittel 4 km pro Nacht zurücklegt, maximal jedoch 12 km. Lediglich in einer Studie aus Polen sind auch weitere Strecken bis zu 16 km zurückgelegte Strecke innerhalb 24 Stunden in einem reinen Waldgebiet bekannt (PODGÓRSKI et al. 2013). Daher wurden für eine Analyse, in wie weit sich Schwarzwild in den Sommermonaten über die Ackerflächen von einer Waldfläche zur nächsten ausbreiten kann, zwei Puffer von 3 und 5 km um die Waldflächen gelegt.

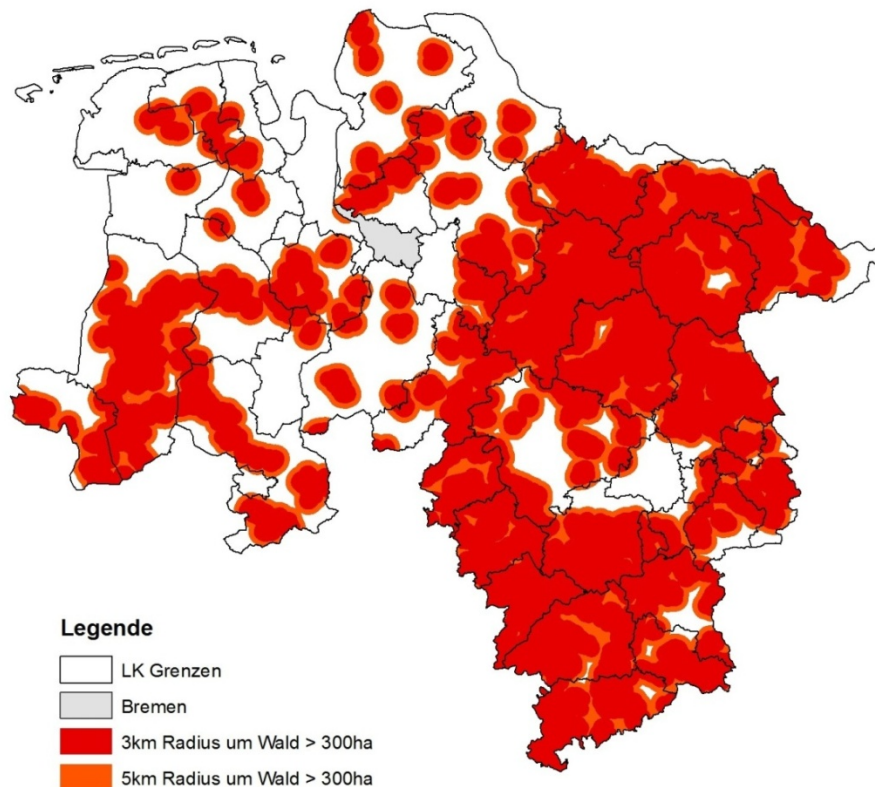


Abb. 33: Potentielle Lebensräume für Schwarzwild als dauerhaftes Standwild

Für die weitere Betrachtung wird um alle sehr gut und gut bewerteten Waldflächen jeweils ein Puffer von drei und fünf Kilometer berechnet und kartografisch dargestellt (Abb. 33). Die Flächen spiegeln somit die in den Sommermonaten erreichbaren Waldflächen wieder, in denen das Schwarzwild die potentiell mögliche Entfernung zurücklegen kann. Der Nadelwald wird in vielen Studien als ein wichtiges Habitat benannt (siehe auch Kapitel Telemetrie), da das Habitat den Sauen vor allen in den Wintermonaten durch das geschlossene Kronendach Schutz vor Witterungseinflüssen bietet (KEULING & STIER 2009b). Dieser Ansatzpunkt wird in der zuvor beschriebenen Karte ergänzt. Für die Darstellung des Winterhabitats des Schwarzwilds wurden die Nadel- und Mischwälder dunkelgrün hervorgehoben (Abb. 34, rechte Karte). Aufgrund dieser möglichen Ausbreitungskorridore ist eine Besiedlung der als geeignet errechneten Räume mit Schwarzwild als Standwild durchaus wahrscheinlich und zu einem großen Teil auch bereits eingetreten. Auf gleichem Wege können sich dann auch Tierseuchen (KSP, ASP) ausbreiten. Neben den „Restvorkommen“ in verschiedenen Regionen Westniedersachsen dürfte die Wiederbesiedlung Westniedersachsen vor allem über zwei Hauptkorridore stattgefunden haben (vergl. Abb. 75, Abb. 76) und z.T. auch immer noch andauern. Dieses wird vor allem deutlich wenn man die aus den ver-

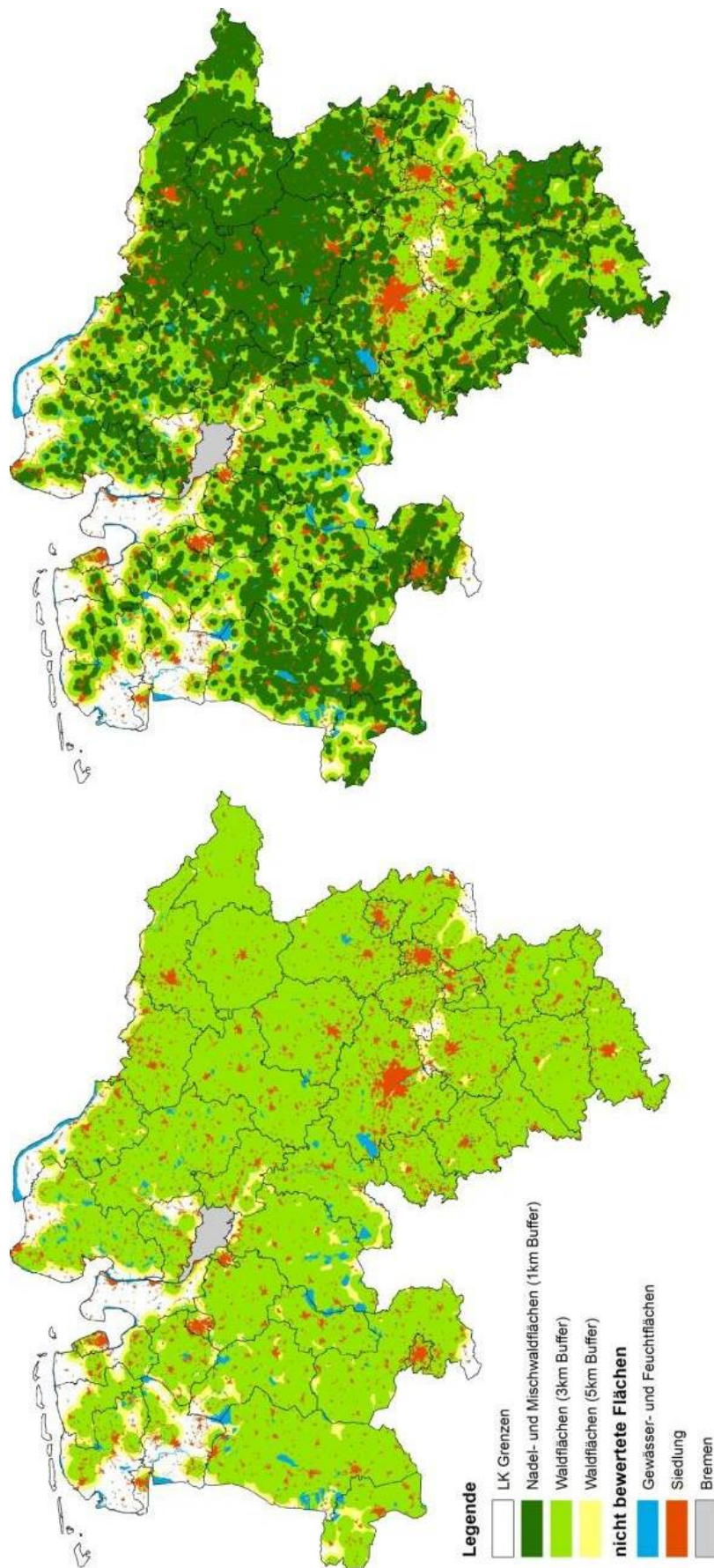


Abb. 34: Ausbreitungsflächen des Schwarzwilds von Südost nach Nordwest Niedersachsen. Links: Der Puffer von 3 und 5 km um die sehr gut und gut bewerteten Waldflächen stellt die mögliche Ausbreitung in den Sommermonatendar. Die rechte Karte bildet zusätzlich die Nadel- und Mischwaldflächen ab und symbolisiert die Winterhabitate, demzufolge die Gebiete in denen das Schwarzwild sich zum Standwild etablieren kann.

schiedenen Modellen resultierenden Karten vergleicht. Diese Korridore sind der Zentralniedersächsische Korridor von Ost nach West und das Weserbergland von Süd nach Nord. Diese Korridore können dann auch als Verbreitungswege von Tierseuchen innerhalb der Schwarzwildbestände (z.B. KSP, ASP, AK) angenommen werden, über die die Landkreise mit hohen Hauschweindichten (NOH, OS, CLP, VEC, EL) erreicht werden könnten. Der zentralniedersächsische Korridor wird durch die Weserniederung (mit größeren Grünlandflächen) und eingeschränkt auch im Landkreis Diepholz unterbrochen (vergl. Abb. 29, Abb. 33 und Abb. 34 rechts) bzw. zumindest erscheint die Ausbreitungswahrscheinlichkeit von Seuchen hier eingeschränkt. Im Weserbergland auch auf nordrhein-westfälischer Seite ist diese Einschränkung nicht so ausgeprägt. Aufgrund der Modellberechnung ist die Gefährdung des Landkreises Vechta als geringer anzusehen.

Die Eignung der Habitate in den Landkreisflächen spiegelt sich weitgehend in den derzeitigen Schwarzwildstrecken (Abb. 66) und dem Anteil an Revieren mit Schwarzwildvorkommen (Abb. 75) wider. Ein weiterer Populations- und Streckenanstieg sowie eine andauernde Ausbreitung der Schwarzwildpopulationen ist im Westen Niedersachsens anzunehmen. Über die Höhe des Populationsanstiegs kann mit den vorliegenden Modellen keine Aussage gemacht werden. Insbesondere da derzeit anscheinend im Zuge der Ausbreitung auch eine Veränderung der ganzjährigen Habitatnutzung stattfindet (vergl. „4 Radiotelemetrie“), die die Grundlagen dieses Modells verändern würde. Das Schwarzwild hat sich in der Stader Geest auch vermehrt im Herbst und Winter in kleinen Waldparzellen inmitten reiner Feldfluren (sog. Feldgehölze) aufgehalten. Die CORINEN-Daten berücksichtigen leider nicht Hecken, Gräben und kleinere Randstrukturen, so dass diese Strukturen, die der Ausbreitung förderlich sein können (THURFJELL et al. 2009), nicht berücksichtigt werden. Somit wären für genauere Vorhersagen weitere Telemetrische Untersuchungen sowie detailliertere Kartengrundlagen notwendig.

Wie gut eine agrarisch geprägte Landschaft für die Ausbreitung des Schwarzwildes geeignet sein kann zeigt das Beispiel zweier abgewanderter Überläuferkeiler, die innerhalb von ca. 6 Monaten 33 und 40 km Luftlinie zurücklegten und dabei Ihr Gewicht verdoppelt haben (vergl. „4 Radiotelemetrie“).

Für zukünftige Untersuchungen wäre es sehr interessant aktuelle Änderungen wie Klima oder Landwirtschaft die Bestandstrends der Wildarten beeinflussen. Hierfür sind jedoch langfristige Beobachtungen, am besten mittels radiotelemetrischer Methoden nötig, um auch Änderungen des Verhaltens in solche Modelle einfließen lassen zu können. Auch sollten neben dem in den Methoden genannten Zirkelschluss der Jagdstreckendaten die Eignungskategorien besser angepasst werden.

7. Wildschäden

A) Kartierung von Umbruchschäden an Grünlandflächen

Methoden

Die Datenaufnahme erfolgte von März bis August 2012 durch laufend 14 tägiges, im September und Oktober noch einmaliges Übersuchen der Flächen zu Fuß und mit dem Fahrzeug. Zusätzliche Unterstützung erfolgte durch Schadenshinweise von Jägern und Landwirten. Notiert wurden Aufnahme datum, Feuchtigkeit (nass, feucht, trocken), Vegetationshöhe (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, > 30 cm), Bewirtschaftung wie Mahd, Düngung (Gülle, Kunstdünger), Reparaturen und Weidetermine. Zudem wurde eine Fotodokumentation gefundener Schäden erstellt.

Das Untersuchungsgebiet umfasst 428 Grünlandflächen in einem Größenausmaß von gesamt 1166 ha (Abb. 35).



Abb. 35: GIS illustrierte Darstellung der Grünlandflächen (türkis umrandete Polygone). Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2011 “.

Die Fläche wurde in verschiedene Grünlandtypen unterteilt: Wirtschaftswiesen (intensiv/extensiv je nach Mahdanzahl und Düngung) 62 %, Grasneueinsaat 12 %, Viehweiden 13 %, Mähweiden 9 %, Brachflächen/Extensivflächen 4 %.

Die Schäden wurden mithilfe einer GPS unterstützten Ashtech® MobileMappers 10 und der Software ArcPad® + ArcGIS® von ESRI aufgenommen. Das Gerät hat im freien Felde eine Positionsgenauigkeit kleiner 2 m. Als Schadbilderdefinition wurde unterschieden in Einzelschäden kleiner 3 m und flächige Schäden. Die Einzelschäden wurden in Schritten von

0-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm, 150-200 cm und 200-300 cm positionsgenau aufgenommen. Schadensflächen größer 3 m wurden bestmöglich in „homogen“ zusammenfassbare ökonomische Schadflächen eingeteilt. Dabei wurde die Schadfläche in Form eines konkaven Polygons mit dem Mobile Mapper umschritten und als Polygon aufgezeichnet. Je nach Ausmaß des ökonomischen Schadens innerhalb der Fläche, wurde dann eine Schadensintensitäts-Klasse zugewiesen (01-20 %, 20-40 %, 40-60 %, 60-80 %, 80-100 %; Abb. 36), je nachdem wie viel ökonomischer Schaden sich innerhalb der aufgenommenen Fläche befand.

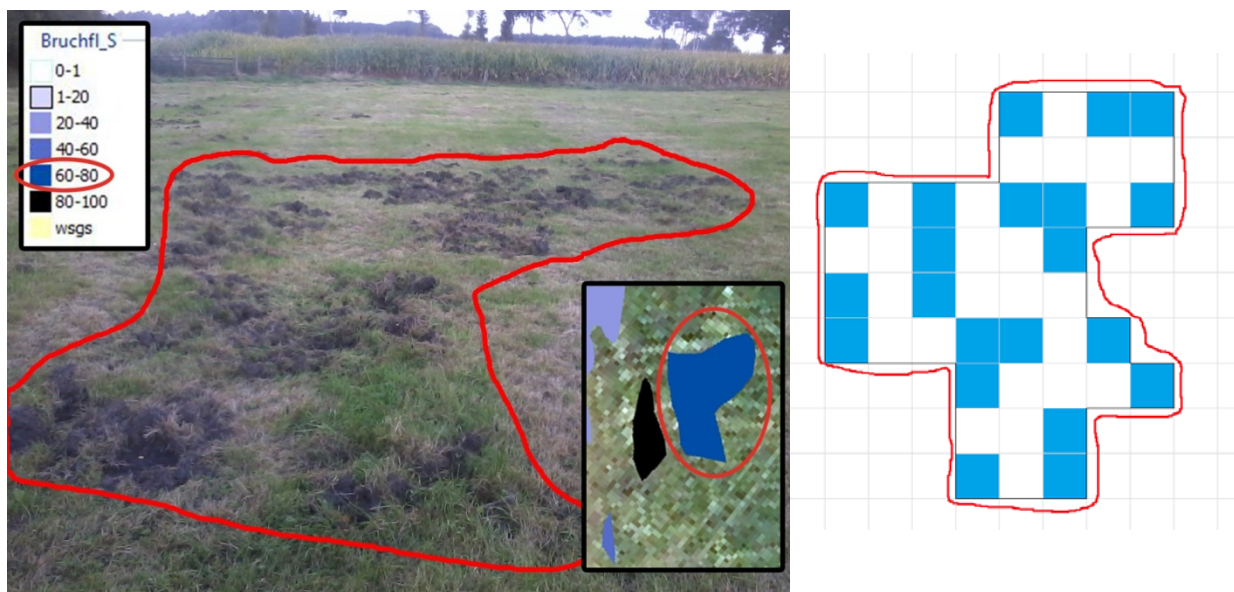


Abb. 36: großes Bild: Schaden auf der Wiese mit roter Linie, welche die Umschreibung symbolisch darstellt; links oben: Schadensintensitätsklassen (60-80%); Mitte: Kartierte Fläche in GIS; rechts: Piktogrammdarstellung: Schätzung des Anteiles des ökonomischen Schadens (blau) innerhalb der umschrittenen (rote Linie) Fläche gegenüber der ungebrochenen Fläche (weiß).

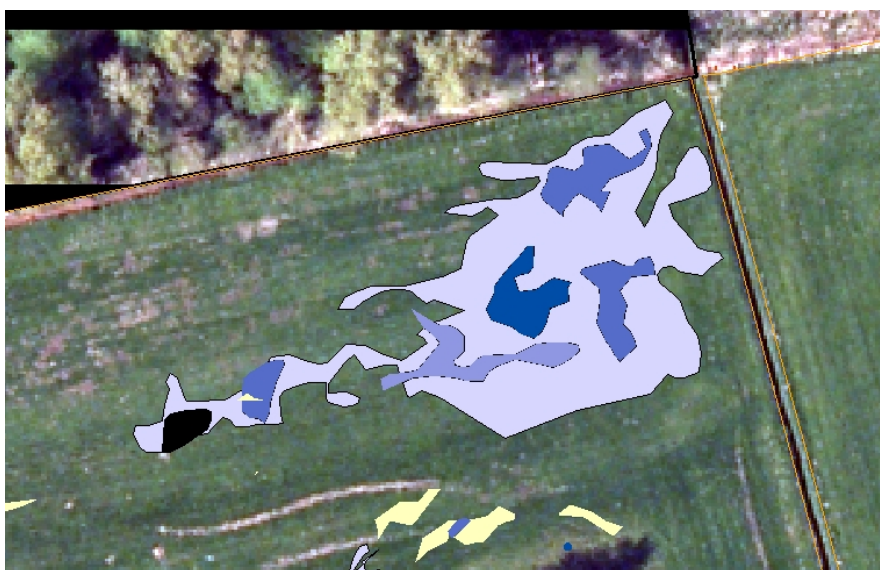


Abb. 37: Clipping Prinzip: Stärkere Bruchintensitäten innerhalb einer Gesamtbruchfläche gesondert aufgenommen. Farbskala siehe Abb. 36

Die aufgenommenen Flächengrößen multipliziert mit dem Faktor der Intensität (Klassenmitte) ergibt eine kalkulierte „reine Bruchfläche“. Damit ist eine exaktere Auswertung des Schadensausmaßes möglich.

Um eine möglichst genaue Datenaufnahme zu gewährleisten, wurden Schadflächen vereinzelt mit einem „Clipping“ Prinzip aufgezeichnet. Dabei wurden innerhalb einer aufgezeichneten Fläche nochmals Bereiche mit eindeutig höherer Bruchintensität erneut umrundet und gesondert klassifiziert. Anschließend wurden bei der Nachbearbeitung diese Fläche aus der übergeordneten Gesamtfläche zur richtigen Anpassung „herausgeschnitten“ (Abb. 37).

Ergebnisse und Diskussion

Die aufgenommene kalkulierte Gesamtschadensfläche im Untersuchungszeitraum betrug 75.836 m². Hiervon sind 59 % der Schadensfläche als überwinterter Schaden, also als erfasste Schadfläche beim ersten Überlauf im Februar, die der Zeit vor dem Frost zugewiesen wurden, erfasst worden. Die restlichen 41 % wurden im Laufe des Jahres, von März bis Oktober erfasst (Abb. 38).

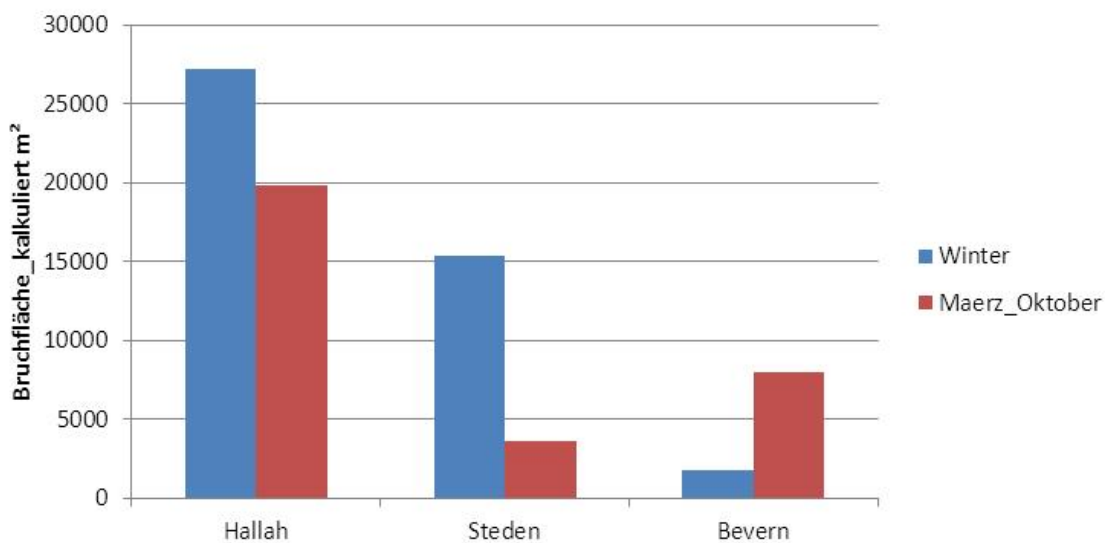


Abb. 38: Kalkulierte Schadensfläche in den Untersuchungsgebieten nach „Winterschäden“ und aktuell erfassten Schäden aufgeteilt

Auf den 428 Grünlandflächen wurden auf 243 Flächen (57 %) Schäden festgestellt (Kleinstschäden von 50 cm Durchmesser sind mitenthalten). Allein auf 22 von den insgesamt 243 Flächen lag 50,73 % des Gesamtschadens und auf 95 Flächen 90,06 % des Gesamtschadens. Dies zeigt für das Untersuchungsgebiet, dass sich die Schäden auf wenige bestimmte Grünlandflächen konzentrieren (Abb. 39). Auf 78% (189 Flächen) der umgebrochenen Gesamtflächen wurden Winterschäden gefunden. Von den 189 Flächen mit Winterschaden, wurden 66 % (n=126) der Grünlandflächen in der Untersuchungsperiode erneut umgebrochen, 48 % (n=91) ein zweites Mal, 28 % (n=53) ein drittes Mal und 14 % (n=26) ein viertes Mal. Wie-

derholte Umbrüche auf derselben Fläche konnten sogar bis zu 10-mal (n=1) festgestellt werden. Auf Flächen ohne Winterschaden (n= 54) wurden bis zu 4-fache Schadenswiederholungen aufgenommen (Abb. 40).

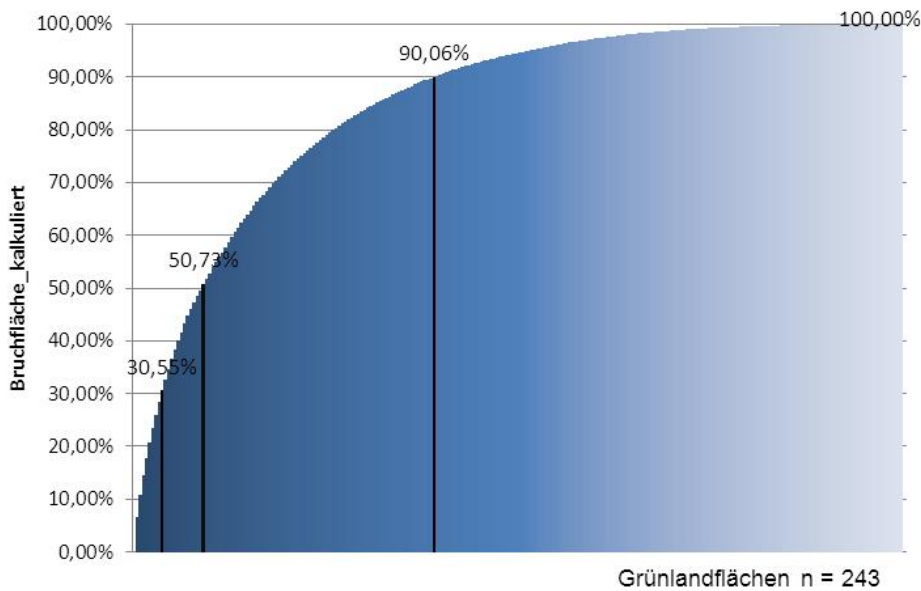


Abb. 39: Verteilung des Gesamtschadens an der Anzahl der umgebrochenen Grünlandflächen

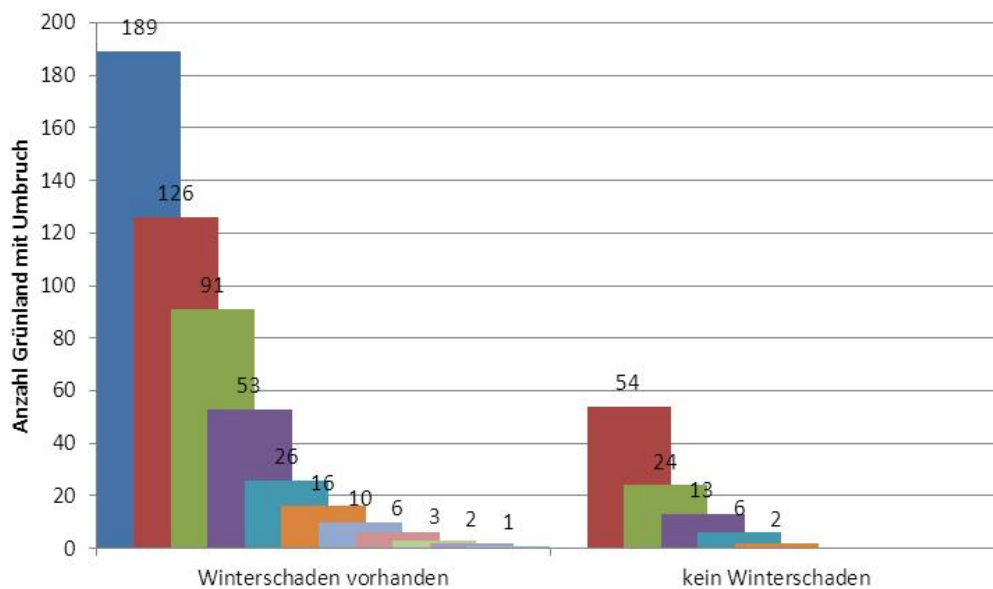


Abb. 40: Wiederholte Umbrüche auf denselben Grünlandflächen mit und ohne zuvor kartierten Winterschaden

Anhand eines Linear Mixed-Effekt Modelles konnte die Entfernung der Schäden zu einer Struktur (Wald, Deckungsvegetation) als höchst signifikant ($p = 0,0000$; $\alpha = 0,05$) festgestellt werden (Tab. 20).

So fanden sich über 96 % der Schäden in einer Entfernung bis zu maximal 45 Meter bis zur nächstgelegenen Wald- bzw. Strukturkante (Abb. 41, vergl. auch THURFJELL et al. 2009). Weiter entfernte Schäden (bis zu 400 m) lassen sich überwiegend durch vermutete Fernwechsel und im Sommer an Feldkanten bzw. an Feuchtstellen auftretende Umbrüche erklären.

Tab. 20: Ausgabe des Linear Mixed Effect Models: Entfernung zu Strukturen erweisen sich als höchst signifikanter Gefährdungsfaktor

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
Entf_Strukt	-0.0031772	0.0007171	3925	-4.430.333	0.0000
Graseinsaat	-0.2591358	0.4234638	234	-0.611943	0.5412
Grünlandbrache	-0.4724105	0.6142527	234	-0.769082	0.4426
Mähweide	0.3850077	0.2078218	234	1.852.585	0.0652
Weide	0.0371019	0.6089091	234	0.060932	0.9515
Streu_Feuchtwiese	-0.0184161	0.2965797	234	-0.062095	0.9505
Anz_Mahd	0.1618594	0.0743150	234	2.178.019	0.0304

Fixed effects: $\log(\text{SA_calc}) \sim \text{Entf_Strukt} + \text{gruenland} + \text{Anz_Mahd}$

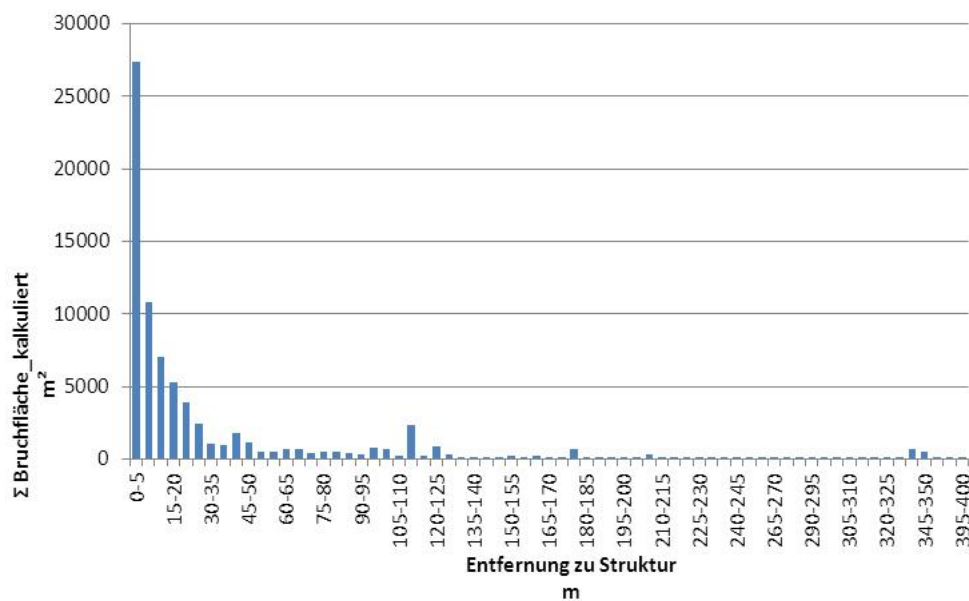


Abb. 41: Sichtbare wichtige Rolle der Entfernung zu einer Struktur gegenüber dem Bruchvorkommen

Die ersten frischen Schäden fanden sich 2 Wochen nach den letzten Minustemperaturen Mitte März. Schäden unterschiedlichster Ausprägungen wurden über die ganze Untersuchungsperiode gefunden. Im März bis Mitte April wurden jedoch deutlich mehr Schäden gefunden als in den folgenden Monaten bis August. Zwei Schadenshöhepunkte wurden Mitte Juli und Mitte August festgestellt, welche durch eine einzige Grünlandfläche repräsentiert wird. Diese wurde wahrscheinlich aufgrund von hohem Tipulidenbefall zweimal von

Schwarzwild aufgesucht und großflächig umgebrochen (vergl. GIESE 2011). Eine weitere Schadenshäufung konnte in der Zeit nach der ersten Hauptmahd (20.05 – 15.06) festgestellt werden. Im Vergleich zu den angrenzenden Flächen mit hoher Vegetation, wurde auf frisch gemähten Flächen Bruchaktivität festgestellt. Die Anzahl an Mahden stellt sich als signifikant für Schadensvorkommen ($p=0,0304$; $\alpha=0,05$) dar (Tab. 20). Dem entgegen sich annehmen, dass die Höhe der Vegetation einen positiven Einfluss auf die Umbruchintensität hat. Mit Ende August/Anfang September kam es wieder zu einem merklichen Anstieg des Schadenausmaßes gegenüber der Durchschnittswerte der Vormonate (Abb. 42).

Die Schadensaufnahme in der gewählten Form erwies sich als sehr genau und könnte in der Form für weitere Erhebungen und Vergleiche angewendet werden. Vorteilhaft war auch die Erhebung und somit „gleich bleibende“ Schätz- und Vorgehensart durch eine Person. Lediglich mit der Zunahme der Größe der auf einmal umschrittenen Fläche, wurde die Schätzung des annähernden tatsächlichen ökonomischen Schadens schwieriger. Eine Fehlschätzung hätte aufgrund der Größe zusätzlich eine größere negative Auswirkung auf die richtige Flächenschätzung. Daher wurde bei Möglichkeit immer kleine „Schadflächengruppen“ des Gesamtschadens erfasst. Dies ist dafür wieder sehr zeitintensiv.

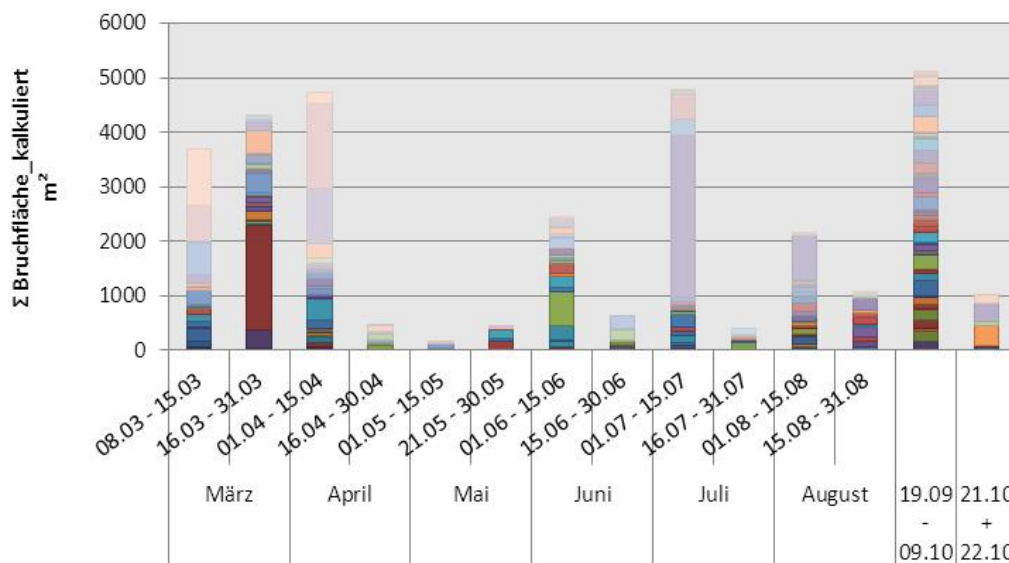


Abb. 42: Halbmonatlich eingeteilter Bruchverlauf über die Untersuchungsperiode

Die erste Hypothese, dass „Grünlandschäden unabhängig von der Nutzungsform bzw. Wiesentypen auftreten“, ist mit dem durchgeführten Setup nicht eindeutig beantwortbar. Viel zu viele weitere Faktoren scheinen hier einen Einfluss zu haben. So diskutierten auch andere Autoren den Einfluss für das Bruchverhalten anhand von Wiesenbegrünungen, Bodenfeuchte, Beweidung, saisonalem Verlauf, Entfernung etc. (GALLO ORSI et al. 1995, DALÜGE 2008, BUENO et al. 2009). Eine klare Aussage ergab sich jedoch bei dem Faktor „Entfernung zu Wald/Feldgrenze“. Wie auch DALÜGE (2008) feststellte, traten auch bei der durchgeführ-

ten Erhebung der überragende Anteil aller Schäden (96 %) in einer Entfernung von <45 m von der nächsten „Deckung“ auf (DALÜGE 2008: 62 % in <50 m). Dieses Verhalten wird wohl hauptsächlich dem Sicherheitsbedürfnis dieser Wildart zuzuschreiben sein. Die Lage der Grünlandflächen dürfte somit den wesentlichsten Faktor für die Schadenshäufigkeit und Umfang darstellt. So fanden sich im Untersuchungsgebiet die größten Schadflächen auch in unmittelbarer Nähe der größeren Waldgebiete, kleinere vereinzelte Schadflächen, tendenziell in den Sommermonaten, nahe der noch nicht abgeernteten Feldflur. Eine große Anziehungskraft dürften das ganze Jahr über ebenso besonders feuchte Erdstellen besitzen, da oft Brüche kantenscharf entlang von Trocken-/Feuchtgradienten verliefen. Ein „in feuchter Erde einfacheres Brechen“ beschreibt auch (GALLO ORSI et al. 1995).

Die dritte Hypothese, in der angenommen wurde, dass „Schäden bevorzugt bei bereits vorhandenen Winterschadensflächen“ verstärkt erneut auftreten, wurde mit wiederholten Brüchen (76 % dieser Flächen wurden erneut gewühlt) bestätigt. Damit kann im Wesentlichen angenommen werden, dass diese Flächen generell aufgrund deren Lage zu Einständen, Deckung und aufgrund von bereits durch das Schwarzwild vorgefundene gute Nahrungsverfügbarkeit öfters und wahrscheinlich bewusst abgesucht werden. Dies wird weiteres dadurch gestützt, dass solche Flächen zusätzlich bis zu einem nachgewiesenen Höchstmaß von 10 Umbrüchen wiederholt aufgesucht wurden.

Mit den dargestellten Ergebnissen ist auch zu vermuten, dass saisonale Schwankungen in der Umbruchsintensität bestehen. Dies ergibt auch ein Vergleich mit anderen Arbeiten (GALLO ORSI et al. 1995, DALÜGE 2008). So wurden die ersten „frischen“ Schäden der beginnenden Vegetationsperiode 2 Wochen nach den letzten Minusgraden festgestellt. Im März und April ergab dies ein deutliches Schadenshoch, gegenüber den Folgemonaten. Eine „kleinere“ Schadenshäufung konnte Anfang Juni im Zeitraum der ersten Mahd festgestellt werden. Hier könnte eventuell ein Zusammenhang mit der kürzeren Grasnarbe bestehen, was jedoch anhand des Versuchsaufbaues (nicht erfasste Grashöhen der nicht gebrochenen Flächen) nicht eindeutig bestimmt werden kann. Ein weiterer Schadenspeak Anfang Juli und Anfang August wurde durch eine einzige Wiese verursacht, welche beinahe flächendeckend umgebrochen wurde. Aufgrund von mündlicher Mitteilung des Landwirten und eigenen Beobachtungen, dürfte das Schwarzwild hierbei speziell nach Tipulidenlarven gewühlt haben. Im Oktober und November wurden nur noch zwei Kartierungsdurchläufe gemacht. Auch hier zeigen die Erhebungen, wie bei den zuvor erwähnten Autoren, einen erneuten Umbruchsintensitätsanstieg.

Wie die Ergebnisse zeigen, sind es wenige Flächen, die bevorzugt, regelmäßig und in saisonaler Abhängigkeit umgebrochen werden bzw. der „Gefahr“ eines Umbruches stärker ausgesetzt sind als andere Flächen. Aus jahrelanger Erfahrung und Beobachtung sind solche

„Hotspot“-Flächen den Jägern und Landwirten meist auch bekannt. Da eine generelle Schadensvermeidung bereits in der Sache seiner Natur schon unmöglich ist, kann jedoch auf solchen Flächen eine Schadensminderung angestrebt werden. Um den Erfolg zu maximieren, sollte gezielt besonders an diesen Flächen an den saisonalen und witterungsbedingten Schadensbeginn- und Schwerpunktzeiten gehandelt werden. Denkbar wäre neben bekannten akustischen, olfaktorischen und optischen Vergrämungsmitteln die Jagd, womit man gleichzeitig den Bestand regulieren würde. Der Ansatz bei nach der Frostzeit gefundenen ersten frischen Schadflächen, könnte hier nach eigener Beobachtung am ehesten zum Erfolg führen. So wurden zu Beginn der Vegetationsperiode frisch entstandene Schadflächen, nach kürzester Zeit, am häufigsten wieder vom Schwarzwild aufgesucht. Dazu bedarf es das regelmäßige Absuchen der Wiesen. Hierbei sollte auch kleineren Umbrüchen Aufmerksamkeit geschenkt werden, da dies eventuell ein vorzeitiges Suchen darstellt - mit kurzfristig danach folgendem größeren Umbruch.

Generell wird jedoch auch die Schadensbegrenzung auf Grünlandflächen, hinsichtlich Sinnhaftigkeit und Einsatzmöglichkeit von Schadensverhütungsmaßnahmen, nicht um eine Reduktion bzw. Regulation der Schwarzwilddichten auf ein „tragbares Maß“ herumkommen.

B) Schadenskartierung von Feldschäden verursacht durch Schwarzwild via Kite Aerial Photography (KAP) und GIS Unterstützung

Da Wildschäden immer wieder stark diskutiert werden, gehört zu einem Schwarzwildmanagement die genaue Erfassung der Wildschäden. Deutschlandweit existiert keine einheitliche Erfassung von Wildschäden. Zum größten Teil werden Wildschäden zwischen Landwirt und Jagdpächter eigenmächtig geklärt. Da die Daten so nicht bei den Behörden vorliegen, können diese Schäden jedoch nicht erfasst und flächendeckend ausgewertet werden. Es ist also ein eine Methode erforderlich, die mit möglichst geringem finanziellen und menschlichem Aufwand, neutral und gründlich eine Wildschadenskartierung erlaubt. Wir haben hier GPS/GIS gestützte Kite Aerial Photography Technik (KAP) getestet.

Untersuchungsgebiete

Ein erster Testdurchlauf wurde im Sommer 2012 im Untersuchungsgebiet „Bremervörde“ (siehe „2 Projektgebiete“) durchgeführt. Der zweite Durchlauf im Sommer 2013 fand im östlichen Niedersachsen in den Landkreisen Lüneburg und Uelzen statt. Es umfasst die landwirtschaftlichen Flächen um den Süsing, einem etwa 37km² großen geschlossenen Waldgebiet in der Lüneburger Heide (N 53°03' - 53°08' und O 10°12' - 10°25' WGS84). Das Untersuchungsgebiet umfasst 82km² wovon 33km² landwirtschaftlich genutzt werden.

Equipment

Als Drache (Anm: Kite) wurde ein hexagonaler 1,98 x 1,6 m großer „Rokkaku 78“ verwendet (Abb. 43), welcher aufgrund seines Designs ruhig in der Luft steht und größere Lasten heben kann. Der vertikale Winkel des Drachens kann mit zwei separaten U-förmigen Schnüren, welche jeweils an den quer montierten Kohlefaserstäben befestigt sind, adjustiert werden. Da bei einem Winkel unter 45° der Drache zu steil über dem Boden steht und bei annähernd 90° der Drache kaum Auftrieb erhält, hat sich von daher ein Winkel zwischen 45° und 90° als optimal erwiesen, um den Drachen problemlos in die Höhe zu bekommen und in ausreichender Distanz über die Felder steigen zu lassen. Zusätzlich muss der Drache mit zwei vertikal gespannten Schnüren leicht nach hinten gezurrt werden, womit eine Biegung der gesamten Plane entsteht (Abstand Mitte Spannschnur – Plane 12 – 22 cm). Der Drache kann für Windgeschwindigkeit zwischen 0,5 und 6 Bft. verwendet werden. Bei Tagen oberer Windgrenze sollte die Plane stärker gespannt werden, um dem Wind weniger Kontaktfläche zu bieten und umgekehrt. Da wir an Testtagen die Windgeschwindigkeiten über lokale Wetterstationen mitverfolgt haben, stellte sich eine Windstärke zwischen 10 und 35 km/h als am geeignetsten heraus. Da wir bei den Versuchen 2 Drachen durch zu

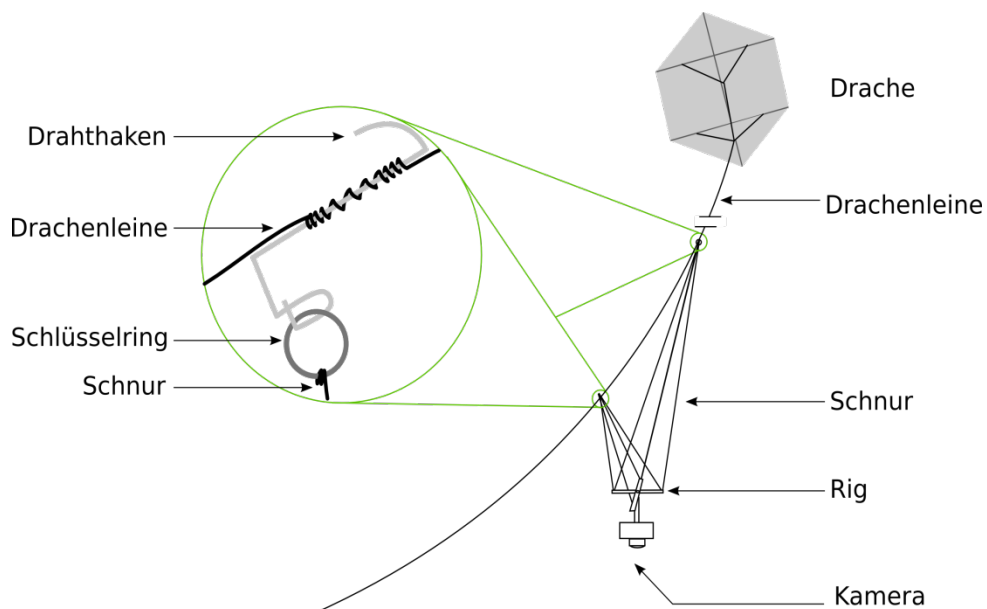


Abb. 43: Oben links: KAP Ausrüstung: hexagonaler Drache, Kameraaufhängung mit Kamera (zur Demonstration vor dem Drachen gespannt) Spule mit Leine und Handschuhen. Mitte links: Drache mit montierter Kameraaufhängung. Rechts: Aufhängung im Detail von unten nach oben: Gehäuse/Kamera, Plattform mit Ösenschauben, Flexible 5 m Schnur, Schlüsselringe und „S“-förmige Montagedrähte befestigt an der Hauptleine. Unten: Übersicht- und Detailskizze

starken Wind verloren haben, empfehlen wir nachdrücklich die vorgeschlagenen Grenzen einzuhalten. An Tagen mit annähernd 10 km/h kann die Flugperformance durch übergehen des Feldes gegen den Wind verbessert werden. Zur einfacheren und schnellen Drachenhandhabung benutzten wir eine Drachenspule (Durchmesser 290 mm und 32 mm Breite). Empfehlenswert sind Handschuhe, da aufgrund von auftretenden, starken Zugkräften beim Rauffassen und Einholen des Drachens Verletzung an den Händen auftreten können. An windstarken Tagen, ist eine zusätzliche Person zum Einziehen des Drachens nötig. Als Kamera verwendeten wir zunächst eine GoPro HD Hero 2, die aufgrund des geringen Gewichtes von 99 g, automatisierbaren Fotofolgen, des wasser- und stoßfesten Gehäuses sowie des moderaten Preises (

Tab. 21) besonders geeignet war. Im zweiten Jahr wurde das Nachfolgemodell GoPro HD Hero 3 verwendet, das weiter verbessert ist. Je nach Bedarf wurden in 2013 die beiden Kameras im Wechsel verwendet. Die Kamera verfügt über verschiedene Auflösungseinstellungen (5, 8 oder 11 MP) und einem FOV von 127° und 170°. Mit der integrierten Fotofolge besteht die Möglichkeit alle 0,5 bis zu maximal 60 Sekunden automatisch auszulösen. Als Speicher verwendeten wir dazu eine 16 GB SDHC. Die Kamera wurde in einer Distanz zum Drachen von etwa 4 m bis maximal 10 m mit Hilfe einer selbstgebauten Kamerahaltung nach PICAVET (1988) montiert. Diese Halterung besteht aus einer Plattform welche die Kamera trägt und einer flexiblen Schnur als Aufhängung welche dafür sorgen, die Plattform immer waagrecht zu halten. Das montierte Kameragehäuse und die Kamerahaltung haben ein Gewicht von 208 g, gemeinsam mit der Kamera beträgt das Gewicht 307 g.

Feldarbeit: Such- und Aufnahmemodus

Bevor die Methode getestet werden konnte, benötigten wir Feldschäden, die mit einem selbst definierten Suchmodus und unterschiedlichen Einstellungen gegenüber dem anschließenden Aufnahmemodus zuerst eruiert wurden. Im Suchmodus wurden Roggen-, Weizen-, Gerste-, Rapsfelder kurz vor der Ernte mit dem Drachen und der Kamera überflogen. Dabei wurde immer darauf geachtet den Drachen so aufsteigen zu lassen, dass dieser durch den Wind über das Feld getragen wurde. Die Höhe des Drachens betrug zwischen 40 und 70 m und dabei wurden automatisch 5 MP Fotos mit einem FOV von 170° im Abstand von 10 Sekunden erstellt. Die Einstellung sollte einen ersten Eindruck über den Feldzustand geben, womit die entstandenen Fotos trotz „fish-eye-effect“ gut zu gebrauchen waren und aufgrund des starken FOV's Flächen im Ausmaß von 200 x 180 m gut eingesehen werden konnten. Felder mit größerem Durchmesser mussten vereinzelt durch Benutzung der saarfreien Traktorspur ein zweites Mal zur Begutachtung überlaufen werden. Trotz vorkommenden Schwingens der Kameraaufhängung, wurden jedoch zum Teil verwendbare Fotos von größeren oder angrenzenden Feldern beim ersten Durchlauf gemacht, was einen zwei-

ten Lauf hinfällig werden ließ. Standardmäßig wurden nur 100 m der Hauptschnur verwendet, allein schon dadurch, dass die Handhabung bei stärkeren Winden dadurch einfacher war. Die Aufnahmen 2013 fand zwischen dem 7. Juli 2013 und dem 2. September 2013 statt. Dabei wurde der Beginn von einer ausreichenden Höhe des Getreides und das Ende vom Erntezeitpunkt limitiert.

Bei den Aufnahmen waren die Schäden gut als Windwurf-, Aufwuchs- oder Wildschäden, (durch Fraß, Wildwechsel oder Kesselbau) zu erkennen. Da wir jedoch im Speziellen Schwarzwildschäden suchten, bedurfte es noch ein Kontrolle im Feld, um diese anhand von Losungen eindeutig zuzuordnen. In einem weiteren Schritt platzierten wir um und innerhalb der geschädigten Fläche mit farbigen Tüten sichtbar gemachte, 2 m lange Holzpflocke in einem Abstand von ca. 30 m zueinander. Um eigene Trittschäden zu vermeiden, wurden wie schon erwähnt, die Traktorspuren im Feld verwendet. Für jeden Pflöck wurde die GPS Position mit dem Mobile Mapper festgehalten. Danach wurden wieder Fotos mit den Einstellungen 11 MP, FOV 127° und automatische Auslösung alle 2 Sekunden über der betreffenden Fläche gemacht. Die Auslösehäufigkeit von 2 Sekunden wurde gewählt, da es notwendig bleibt mit dem Drachen hin und her zu gehen um das betroffene Areal wie gewünscht abzulichten. Mit diesen Einstellungen erhielten wir pro Foto eine analysierbare Fläche von 90 x 70 m.

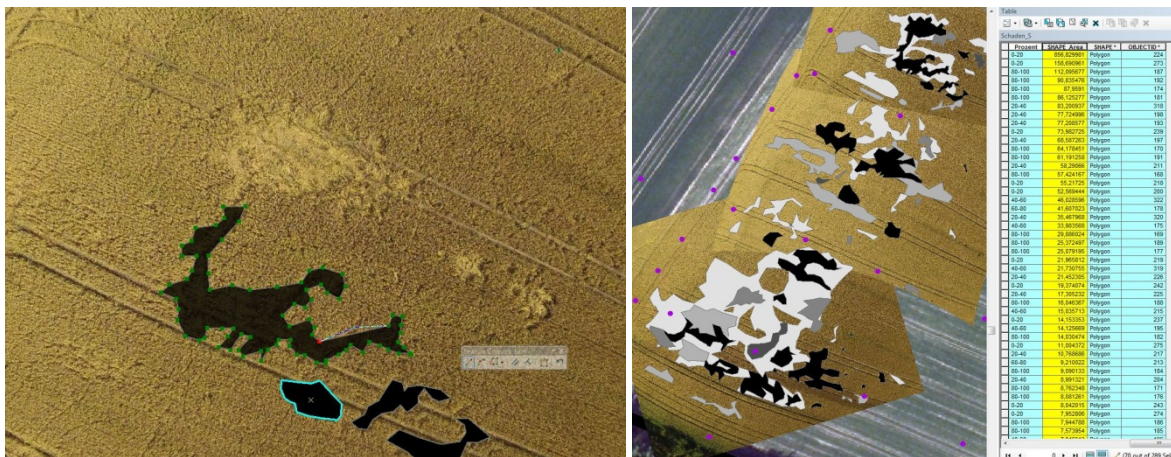


Abb. 44: Links: Festgestellter Schwarzwildschaden in einem Weizenfeld. Flächenberechnung durch Polygonzeichnungen. Rechts: Drei georeferenzierte Fotos inkl. Schadflächenpolygonen, 20%-Schadenintensitätsstufen Schwarz = 100%. Violette Punkte = GPS-Referenzpflöcke

Georeferenzierung und Messung

Die Fotos wurden in ArcGIS® durch Kombination der auf den Fotos erkennbaren farbigen Pflöcke und der dazugehörigen GPS Punkte georeferenziert und dadurch automatisch in die richtige Größe skaliert. Fotos konnten mit der Einstellung „2nd order polynomial“ nur dann verwendet werden, wenn mindestens 6 GPS Punkte darauf zu erkennen waren. Mit

der Tatsache, dass Fotos mit einer Aufnahme von 127° an den Ecken verzerrt sind, wurden nur Areale innerhalb von aufgezeichneten GPS Punkten verwendet um keine Verfälschung zu bekommen. Im Falle, dass der Schaden größer als die Aufnahmegröße von 90×70 m war wurden mehrere Fotos verwendet und georeferenziert. Die Schadensfläche wurde dann durch Zeichnen von Polygonen über die entsprechenden sichtbar geschädigten Areale ermittelt (Abb. 44). Für eine genauere Anpassung wurde weiteres eine Schadensausmaßklassifizierung festgelegt. Dazu wurde in Klassen von je 20 % (0-20, 20-40, ...), je nach Schadensintensität, das überzeichneten Polygon eingeteilt. Die summierten Polygonflächen, reduziert um den Faktor der jeweiligen Schädigung, ergibt die von uns berechnete Schadensfläche.

Für die Datenauswertung wurden die GIS Programme *QGIS* und *GRASS-GIS* verwendet (QGIS Development Team 2009, GRASS Development Team 2012). Die Aufnahmen wurden anhand der bekannten GPS-Punkte georeferenziert und entzerrt. Dazu wurde das *QGIS* Plugin *Georeferenzierer* verwendet. Anschließend wurden die Schäden als Polygone eingezeichnet. Zusätzlich wurden auch Flächen ohne Schäden explizit eingezeichnet, da die Abwesenheit eines Schadens mehrere Ursachen haben kann: tatsächliche Abwesenheit; Schaden visuell nicht erkannt; Schaden nicht erkannt weil Befliegung der Teilfläche nicht oder nicht ausreichend gut möglich. Als Alternative wurde die *Open Source* Photogrammetrie Software *Visual SFM* getestet. Diese Methode erfordert weniger Georeferenzpunkte (Wu 2011, Wu 2013). Bei Flächen bei denen keine der oben angeführten Techniken annehmbare Ergebnisse lieferte, wurde die Schadensgröße, sowie die Lage der Schäden manuell abgeschätzt und eingezeichnet.

Es wurde ein 10×10 m Raster über das Gebiet gelegt und die Entfernung zu den zu testenden Landschaftselementen berechnet. Ähnlich wurde mit jenen Flächen verfahren die als ungeschädigt eingezeichnet wurden.

Straßen wurden in vier Kategorien eingeteilt:

- Kategorie 1: Bundes- und Landesstraßen
- Kategorie 2: andere Freiland- und Durchzugsstraßen
- Kategorie 3: andere Straßen im Ortsgebiet
- Kategorie 4: Forststraßen und landwirtschaftliche Straßen
-

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mithilfe des *R*-Pakets *MGCV* (R Core Team 2013). Für die Analyse wurde ein *Generalisiertes Additives Modell (GAM)* mit einer binären Logit-Link-Funktion verwendet wobei die abhängige Variable binär (Schaden/kein Schaden) und die

unabhängigen Variablen (Entfernung zu verschiedenen Strukturen) ratio skaliert waren. Da weder die Schäden noch die Rasterpunkte räumlich voneinander unabhängig waren, wurden die geographischen Koordinaten in das Modell miteinbezogen. Alle Test wurden mit einem Signifikanzniveau von $p > 0,05$ durchgeführt.

Überprüfung der Methode

Um die Genauigkeit der Methode besser abzuschätzen wurden drei bekannte Flächen mit vier unterschiedlichen Kombinationen von Referenzpunkten vermessen. Weiters wurde die Effizienz des *Kite Aerial Mappings* mit terrestrischen Messmethoden verglichen. Dazu wurden Schadflächen begangen und die Größe der Schäden mithilfe des GPS-Gerätes aufgenommen. Der Zeitaufwand der beiden Methoden wurde anschließend verglichen.

Erfassungs-Durchlauf 2013

Ergebnisse und Diskussion

Das 82,57km² große Untersuchungsgebiet besteht zu 53,7% aus Wald. 41,1% sind landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die am häufigsten angebaute Feldfrucht, mit einem Anteil von 19,6% an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche, war Weizen. An zweiter Stelle lagen Kartoffeln mit 17,6% , die meisten anderen Feldfrüchte machen einen Anteil von 6-9% an der gesamten Ackerfläche aus.

Es wurden 32 Flüge an 15 Tagen zwischen dem 10. Juli und dem 2. September 2014 unternommen die durchschnittliche Flugzeit pro Flug betrug 63 ± 65 Minuten. 14 Flüge waren kürzer als 15. diese Flüge lieferten in der Regel keine brauchbaren Aufnahmen. Die Summe aller Flüge ergab 33 Stunden Flugzeit. In dieser Zeit wurden 83 der 209 in den Untersuchungseinheiten enthaltenen Feldern überflogen, 126 Felder konnten aufgrund der Windverhältnisse nicht überflogen werden.

Der Flächenanteil der von Schwarzwild geschädigten Flächen ist trotz der hohen Dichte relativ gering, auf 228ha untersuchter Fläche war nur knapp ein Hektar nachweislich durch Schwarzwild geschädigt. Dies entspricht nur 0,4% der Fläche. Von den 83 innerhalb der Untersuchungseinheiten überflogenen Feldern, wiesen 38 einen Schaden auf, davon waren sechs Schäden nachweislich von Schwarzwild verursacht, bei 27 Feldern handelte es sich um Wildschaden, bei 21 Feldern konnte nicht alle Schäden eindeutig einem Verursacher zugeordnet werden. Dies lag entweder daran das der Schaden nicht zugänglich war oder daran, dass keine eindeutigen Nachweise gefunden werden konnten um den Verursacher zu identifizierten. Unter den sechs durch Schwarzwild geschädigten Flächen waren drei Weizenfelder sowie jeweils ein Roggen-, ein Wintergerste- und ein Rapsfeld. Insgesamt

wurden 9856m² Schwarzwildschäden und 23344m² nicht näher definierbare Wildschäden festgestellt.

18 der überflogenen Felder waren nicht geschädigt, zusammen mit den nicht geschädigten Bereichen der anderen Felder ergibt das eine Fläche von 233,9ha nachweislich nicht geschädigter Fläche. 9 Felder konnten aufgrund der Windverhältnisse oder aufgrund von Leitungen oder Waldrändern nur teilweise überflogen werden. 15 Felder wurden erst nach der Ernte, auf dem Weg zu anderen Feldern, überflogen. Bei drei Feldern war nicht klar erkenntlich ob Schaden vorhanden war.

Die Ergebnisse des *GAM* bestätigen, dass die Entfernung zu Wald einen Einfluss auf die Auftretenswahrscheinlichkeit von Schwarzwildschäden hat ($N=5270$, $df=9$, $\chi^2=22,502$, $p=0,0001$). Allerdings zeigt die generelle Tendenz, wider Erwarten eine geringere Schädigung am Waldrand, die dann bis zu einer Entfernung von 380m zum Waldrand minimal zunimmt.

Der erwartete Einfluss von Hecken, auf die Auftretenswahrscheinlichkeit von Schäden, wird erwartungsgemäß bestätigt ($N=5270$, $df=9$, $\chi^2=15,821$, $p=0,0031$). Flächen die sich näher an einer Hecke befinden, sind mehr von Schwarzwildschäden betroffen als solche die weiter davon entfernt sind. Dieser Effekt ist bis zu einer Entfernung von etwa 300m klar ausgeprägt, wie in Abbildung 2 ersichtlich. Ab einer Entfernung von 300m ist der Effekt durch die Interaktionen mit der Entfernung von Straßen der Kategorie 4 sowie Wald weniger signifikant ausgeprägt. Ebenso erwiesen sich die Entfernung zu Brach- und Grünflächen ($N=5270$, $df=9$, $\chi^2=3,100$, $p=0,0516$), Roggen- ($N=5270$, $df=8$, $\chi^2=0,000$, $p=0,3370$), Raps- ($N=5270$, $df=9$, $\chi^2=0,000$, $p=0,8012$) und Maisfeldern ($N=5270$, $df=9$, $\chi^2=0,000$, $p=1,0000$) als jeweils statistisch nicht signifikante Einflussfaktoren. Auch die Entfernung zu Jagdeinrichtungen ($N=5270$, $df=9$, $\chi^2=0,000$, $p=0,7743$) spielt keine signifikante Rolle. Bei Straßen der Kategorie 3 ($N=5270$, $df=8$, $\chi^2=10,052$, $p=0,0153$) und 4 ($N=5270$, $df=8$, $\chi^2=9,795$, $p=0,0088$) zeigt das Modell einen signifikanten Einfluss auf die Schadenswahrscheinlichkeit. Bei Straßen der Kategorie 4 (Forststraßen und unbefestigte landwirtschaftliche Straßen) steigt die Schadenshäufigkeit bis zu einer Entfernung von 100m sehr leicht an und fällt dann bis zu einer Entfernung von 250m wieder ab. Bei Straßen der Kategorie 3 (Straßen im Ortsgebiet außer Durchzugsstraßen) nehmen die Schäden bis zu einer Entfernung von 250m zu und in weiterer Folge wieder ab wobei der Tiefpunkt bei etwa 600m erreicht wird, danach kommt es wieder zu einem leichten Anstieg (Abb. 45). Allgemein ist der Einfluss von Straßen der Kategorie 3 stärker als jener von Straßen der Kategorie 4 sowie Wald. Der Einfluss von Hecken ist wiederum stärker als jener von Straßen der Kategorie 3. Ein signifikanter Zusammenhang besteht außerdem zwischen dem Auftreten von Schwarzwildschäden und der Distanz zu Weizen ($N=5270$, $df=8$, $\chi^2=25,057$, $p<0,0001$), bis zu einer Entfernung von 200m kommt

es zu einer unregelmäßigen Abnahme der Schäden, in der Folge zu einem Anstieg und ab 300m zu einer sehr starken Abnahme der Schäden. Dieser Faktor beeinflusst das Auftreten von Schäden mit Abstand am stärksten und wird nur bei größerer Entfernung zu Hecken etwas abgeschwächt. Eine signifikante Rolle spielt außerdem die räumliche Lage der Schäden ($N=5270$, $df=27$, $\chi^2=34,952$, $p=0,0093$).

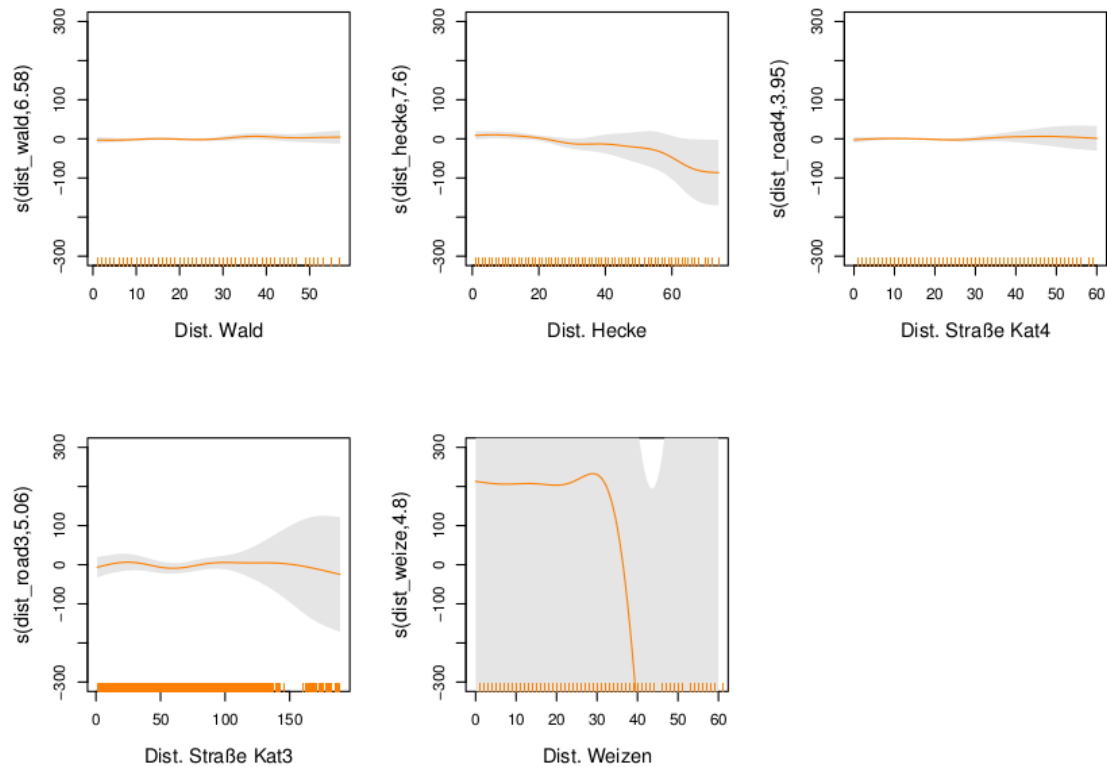


Abb. 45: Geglättete Kurven der signifikanten Variablen des GAMs mit den Schwarzwildschäden. Die x-Achse stellt die Entfernung zu verschiedenen Strukturen in zehn-Meter-Schritten dar. Auf der y-Achse ist der absolute Beitrag der Variable dargestellt. Die Konfidenzintervallen sind in der Grafik grau dargestellt, die Stichprobenverteilung wird durch die Striche auf der x-Achse repräsentiert.

Die stärksten Abweichungen vom Soll-Wert treten bei den Aufnahmen aus geringer Höhe auf, dabei kommt es zu einer mittleren Abweichung von $32\% \pm 42\%$ (Median=19%). Jene Aufnahmen die aus einer größeren Höhe gemacht wurden, bei denen die Kamera aber nicht auf den Nadir gerichtet war, weisen eine mittlere Abweichung von $11\% \pm 14\%$ (Median=7%) bzw. $8\% \pm 7\%$ (Median=6%) auf. Die mithilfe einer annähernd lotrechten Aufnahme ermittelten Flächen, weisen eine mittlere Abweichung von $5\% \pm 6\%$ (Median=1%) auf.

Es wurde eine terrestrische Begehung für ein Feld mit einer Größe von 19ha durchgeführt. Die Begehung entlang der Fahrtrinnen dauerte 3,5h. Die Befliegung war aufgrund der Windverhältnisse zu keinem Zeitpunkt vor der Ernte möglich.

Der Flächenanteil der von Schwarzwild geschädigten Feldflächen ist trotz der hohen Dichte relativ gering. Laut KEULING et al. (2009) kommt es in trockenen und heißen Sommern dazu,

dass die Anzahl der Feldsauen geringer ist. Betrachtet man das Wetter im Land Niedersachsen während des Untersuchungszeitraums, so liegen die durchschnittlichen Niederschlagsmengen im Juni zwar über dem langjährigen Mittel (1981-2010), in den beiden Folgemonaten ist der Niederschlag mit 48% bzw. 62% des langjährigen Mittels jedoch deutlich unter dem durchschnittlichen Wert. Die mittlere Monatstemperatur lagen im Juni noch knapp unter dem Mittel der Jahre 1981-2010, stiegen aber im Juli 1°C darüber hinaus und lag auch im August noch um etwas mehr als 0,6°C über dem Mittel (DWD 2014). Außerdem war die Zahl der Sonnenstunden überdurchschnittlich hoch (DWD 2013).

Eine weitere Ursache für die geringen Schwarzwildschäden könnte in der Methode begründet liegen. Zum einen war es aufgrund der Wuchsstruktur kaum möglich Wildschäden mittels Luftaufnahmen in Mais-, Kartoffeln- und Rübenfeldern zu erkennen. Zum anderen konnten Flächen in der Nähe des Waldrandes aufgrund der dort auftretenden Turbulenzen nur teilweise überflogen werden.

Mit dem Modell konnten nur wenige aussagekräftige Zusammenhänge festgestellt werden. Am deutlichsten ausgeprägt ist der Einfluss von Weizen, dieser beeinflusst das Auftreten von Schäden am stärksten. Das ist vor allem dadurch erklärbar, dass 90% der Schäden in Weizenfeldern aufgenommen vorkamen. Diese Beobachtung stimmt auch mit den Angaben anderer Autoren (GENOV 1981a, HERRERO et al. 2006, KEULING et al. 2008) überein, die Weizen als wichtigste Getreideart hinter Mais nennen. Einer der weiteren wichtigen Einflussfaktoren ist die Distanz zu Hecken. In kleinerer Entfernung zu diesen kommt es vermehrt zu Schäden. Diese Beobachtung stimmt auch mit den Beobachtungen von THURFJELL et al. (2009) überein, der Hecken als wichtige Leitlinien zur Fortbewegung beschreibt. Allerdings beobachteten THURFJELL et al. (2009) nur im Winter und Frühjahr einen signifikanten Einfluss von Hecken, da im Sommer Getreidefelder sowohl als Deckung als auch als Nahrungsquelle genutzt werden können.

Der Einfluss der Distanz zu Wald ist zwar signifikant, aber wider Erwarten sehr gering und eine erhöhte Schädigung innerhalb der ersten 60m (CAI et al. 2008, AMICI et al. 2012) ähnlich wie beim Grünland konnte nicht festgestellt werden. Ein mögliches Argument hierfür wäre, dass das Schwarzwild zwar am Beginn des Sommers aus dem Wald in die Felder wechselt, dieser aber danach keinen besonderen Einfluss mehr auf den Aufenthaltsort der Tiere hat, da ein großer Teil des Schwarzwildes im Sommer sein gesamtes Streifgebiet in die Felder verlegt (KEULING et al. 2008, 2009). Da sowohl Nahrung als auch Deckung vorhanden sind, würde demzufolge keine Notwendigkeit bestehen in den Wald zu wechseln. Eine weitere Ursache für die geringe Bedeutung der Entfernung zu Wald, könnte in der Methode begründet liegen. Aufgrund der W

indverhältnisse in Waldnähe war es schwierig Flächen die Nahe beim Wald lagen oder teilweise von diesem eingeschlossen wurden zu überfliegen. Somit wurden besonders gefährdete Flächen bereits durch die Methode ausselektiert.

In der Nähe von Straßen und Siedlungen waren erwartungsgemäß weniger Schäden zu finden, da menschliche Strukturen eher gemieden werden (KEULING et al. 2008). Bei allen Variablen gab es sehr stark schwankende Schädigungsgrade, die meistens mit großer Entfernung zu diesen Strukturen abnahmen. Dieses könnte auf Interaktionen mit anderen Faktoren zurückgeführt werden, die aber aufgrund der geringen Stichprobengröße nicht signifikant in Erscheinung treten.

Eignung der Methode

Die Ausstattung des Equipments hat in dieser Zusammenstellung zufriedenstellend funktioniert und scheint in dieser Form gut gewählt zu sein.

Im Vergleich zu herkömmlichen Wildschadensschätzungen sollte das *Kite Aerial Mapping* dazu beitragen, Schäden schnell und Effizient aufzufinden und zu vermessen. Diese Anforderung konnte aber nicht nur aufgrund der schwierigen lokalen Windverhältnisse schwer erfüllt werden, sondern wurden auch durch den Ablauf der Methode teilweise verfehlt.

Größtes Verbesserungspotential besteht jedoch bei der Kamera, die aufgrund verzerrter 127° Bilder keine genaue Flächenberechnung zulässt. Ebenso würde eine Kamera mit integrierter GPS und Höhenmeterfunktion den Georeferenzierungsprozess erheblich erleichtern und das Aufstellen der Pflöcke im Feld würde dadurch erspart bleiben. Wichtig wäre, Schäden in Feldern wie Raps, Mais, Kartoffeln und Rüben besser erkennen und die Schäden automatisiert einlesen und georeferenzieren zu können. Die vorgestellte KAP-Methode kann ein einfacher und schneller Weg sein um an gute Luftbilder von geschädigten Flächen zu gelangen, um über diese eine genauere Schadensschätzung vornehmen zu können.

Tab. 21: Kostenaufstellung der KAP Ausrüstung

Bezeichnung	Marke/Typ	Ca. Kosten in €
Drache	Rokkaku 78	100,-
Kamera	GoPro HD Hero2 / Hero 3	250,-
Rig	Div. Materialien/ Eigenbau	25,- €
Spule	Storm 290 Colour	55,- €
Drache Schnur	Dacron-Black-Line, 80 daN, 200 m	30,- €
Gesamtkosten		460,- €

Das größte Problem der Methode ist die starke Abhängigkeit von den Windverhältnissen, während des gesamten Untersuchungszeitraums gab es nur wenige Tage an denen gute Flugverhältnisse herrschten. Ein wesentlicher Nachteil der verwendeten Methode ist die Notwendigkeit das Feld zwei Mal zu überfliegen und zwei bis drei Mal zu begehen. In der Zeit die für die Markierung und Überfliegung notwendig war konnte ein etwa doppelt so großes Feld terrestrisch auf Schäden untersucht werden. Grundsätzlich zeigten die Tests, dass die Genauigkeit der entzerrten Luftbilder mit $5\% \pm 6\%$ Abweichung durchaus akzeptabel ist. Um diese Werte zu erreichen sind allerdings sehr gute Windverhältnisse sowie flächendeckend möglichst lotrechte Aufnahmen notwendig.

Die Erstellung von 35 Stunden Foto- bzw. Videomaterial erforderte 90 Stunden Arbeitsaufwand (inkl. Wartezeiten auf passenden Wind). Zudem muss noch der finanzielle und zeitliche Aspekt für Anfahrten einbezogen werden. Müsste für die Arbeit eine Person bezahlt werden, würde zu einem finanziellen Aufwand von 3611 EUR führen. Dies entspricht einem finanziellen Aufwand von 20-25 EUR/ha. Wildschäden betragen im Mittel ca 200,- € pro Schaden, pro 100 ha liegen im Mittel 2,6 Schäden vor (Berechnungen aus Baden-Württemberg, LINDEROTH & ELLIGER 2002). In der hier gemachten Untersuchung würden die Kosten für die Begutachtung der Schäden (3600,- €) die Kosten für die Schäden (hier 1300,- €) deutlich übersteigen.

Berücksichtigt man den hohen zeitlichen Aufwand um Luftbilder mittels Drachen zu erstellen und zieht man weiters noch die zahlreichen Probleme bei der Verarbeitung der Daten in Betracht, sind die eingangs erwähnten Vorzüge des Kite Aerial Mappings zu hinterfragen. Die Überprüfung der Methode lieferte gute Erkenntnisse über die Limits der Aufnahmetechnik. Der große Arbeitsaufwand den Kostenvorteil der Methode zu Nichte machen. Während Kite Aerial Mapping eine kostengünstige Methode mit einer geringen Planbarkeit darstellt, kann der Nachteil der höheren Anschaffungskosten von motorbetriebenen Systemen durch einen geringeren Arbeitsaufwand und bessere Planbarkeit ausgeglichen werden. Insgesamt lässt sich konstatieren, dass der Aufwand für Wildschadenserkassungen aus der Luft den Aufwand für eine bodengebundene Kartierung in jedem Fall und oftmals auch die Kosten der Schäden selber übersteigen.

8.Reproduktionsuntersuchungen verschiedener Schwarz-wildpopulationen in Niedersachsen

Material und Methoden Reproduktionsuntersuchungen

Untersuchungsmaterial und Untersuchungszeitraum

Uteri und Ovarien von Wildschweinen wurden im Rahmen der Gemeinschaftsjagden jeweils von November bis Januar der Jagdjahre 2010/11, 2011/12 und 2012/13 entnommen. Die Proben lassen sich drei unterschiedlichen Lebensraumtypen zuordnen: W (Wald) = waldrreiche Kulturlandschaft Ostniedersachsens (LR1 süd-östliche Lüneburger Heide, LR6 Hochwildring Süsing), A (Agrar) = Agrarlandschaft mit geringem Waldanteil (LR4 Region Oldenburg, LR5 Stader Geest), G (Gatter) =reines Waldgebiet, gegatter mit sehr hoher Schwarzwildichte (LR7 Saupark Springe, nur 2012/13). In der Agrarlandschaft (LR5) wurden darüber hinaus auch in anderen Monaten Proben gesammelt. Die Altersbestimmung erfolgte am Erlegungsort, im Fall von Einzeljagden wurde dem Probenmaterial ein Unterkieferast beigelegt. Die Aufbruchgewichte, Erlegungsumstände und eventuelle Besonderheiten wurden notiert.

Altersbestimmung

Die Altersbestimmung der beprobten Tiere wurde anhand des Zahnstatus, des Zahnwechsels und des Zahnabschliffs im Unterkiefer vorgenommen (MATSCHKE 1967, IFF 1983, HABERMEHL 1985, BRIEDERMANN 1986, 1990, LOCKOW & STUBBE 1992, STUBBE & LOCKOW 1994, BRIEDERMANN 2009). Bis zum Alter von ca. 36 Monaten wurde das Alter monatsgenau bestimmt (Genauigkeit: ± 1 Monat bis ca. 12 Monate, ± 2 Monate bis ca. 24 Monate, STUBBE & LOCKOW 1994). Eine Alterseinschätzung von über dreijährigen Tieren anhand des Zahnabschliffs ist aufgrund größerer Variationsbreite nur als ungefähre Einschätzung vorgenommen worden (LOCKOW & STUBBE 1992, BRIEDERMANN 2009).

Es erfolgte die Zuordnung zu drei Altersklassen:

Altersklasse 1 (AK1):	Frischlingsbachen
Altersklasse 2 (AK2):	Überläuferbachen
Altersklasse 3 (AK3):	mehrfährige Bachen

Untersuchung des Genitalapparates

Zur Untersuchung wird der Uterus von Vulva und Vagina getrennt, seitenrichtig ausgebreitet und beiderseitig vom Ligamentum latum uteri (Uterusgekröse) befreit. Hiernach erfolgt die Abtrennung von Zervix, Tuben und Ovarien. Anschließend wird der Uterus mit einer Genauigkeit von 1g gewogen und vermessen. Die Ovarien werden vom übrigen Genitaltrakt

abgesetzt, einzeln gewogen und makroskopisch beurteilt. Die Ovarien werden mit einer Genauigkeit von 0,1g gewogen sowie Länge, Breite und Höhe gemessen.

Die Funktionskörper werden makroskopisch beurteilt und nach Längsteilung des Ovars gezählt und vermessen. Der Zyklusstand des Tieres zum Zeitpunkt der Erlegung ergibt sich aus der Klassifizierung der ovariellen Funktionskörper. Beim Vorhandensein von hellroten Corpora lutea (Gelbkörpern) mit Durchmessern von 9-14mm befindet sich der Proband vermutlich zu Beginn der späten Lutealphase (CORNER 1915, REICHENBÄCHER 1963, SCHILLING 1974, DZIUK 1977). Da eine Gravidität ohne optische Hilfsmittel erst ab dem 14. Tag post ovulationem nachweisbar ist, kann das Tier in dieser Phase frühtragend sein oder nach nicht erfolgter Befruchtung der Eizelle das sexuelle Stadium des Postöstrus durchlaufen. Die Anzahl von Gelbkörpern auf den Ovarien während eines Zyklus gilt als Ovulationsrate.

Die Differenzierung sexuell geschlechtsreifer von noch juvenilen Individuen ist in Anbetracht der Komplexität des biologischen Organismus begrenzt möglich. Aussagen über die Geschlechtsreife der Probanden werden, sofern keine Gelbkörper nachgewiesen werden konnten, daher als Vermutung wiedergegeben. In Anlehnung an Untersuchungen beim Hausschwein, die belegen, dass Follikel von 3mm Durchmesser zu einem hohen Prozentsatz bereits Tertiärfollikel repräsentieren (HIRAO et al. 1994, LUCAS et al. 2002, MARCHAL et al. 2002), deren Oozyten meiotische Kompetenz erworben haben (MIYANO 2003, MOTLIK et al. 2003), wird das Tier bei einem Nachweis von Follikeln mit mehr als 3mm Durchmesser als (vermutlich) geschlechtsreif eingestuft. Diese Einteilung stimmt mit der anderer Untersuchungen beim Wildschwein überein (ABAIGAR 1992, GAILLARD et al. 1993, APPELIUS 1995).

Im Fall einer vorliegenden Trächtigkeit werden die Feten gezählt, vermessen und gewogen. Die Scheitel-Steiß-Länge wird von der Crista nuchae bis zum Schwanzansatz mithilfe eines Zentimetermaßes und eines unelastischen Fadens ermittelt (WARWICK 1928, MARRABLE & ASHDOWN 1967), ggf. das Geschlecht bestimmt und der Embryo bzw. Fetus gewogen.

Herkunft weiterer Daten, Auswertung und Statistik

Für die Einschätzung des Reproduktionspotentials wurden die Altersklassenstrukturen der Wildschweinstrecken der niedersächsischen Landesforsten verwendet. Angaben zu Baumstammhöhen im Referenzgebiet entstammen der Niedersächsischen Saatgutberatungsstelle Oerrel. Zur Berechnung klimatischer Parameter dienen Daten der Wetterstation Braunschweig des Deutschen Wetterdienstes. Weitere Angaben zu den Untersuchungsgebieten basieren auf den Erhebungen des Niedersächsischen Landesamtes für Statistik.

Rausch- und Frischzeiten werden anhand des Alters der Embryonen bzw. Feten nach der von HENRY (1968) verwendeten Formel ($y=23,4349+0,323x$) berechnet. Hierbei stellen y das Alter in Tagen und x die gemessene Scheitel-Steiß-Länge in Millimetern dar.

Die statistische Auswertung erfolgt mit SAS[®] (Statistical Analysis System for Windows, Version 8.02). Zum Vergleich nicht-normal-verteilter, stetiger Merkmale wird der Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test angewendet. Hierunter fallen Körpergewichte und Altersverteilungen. Mittels logistischer Regression wurden unterschiedliche Alters- und Gewichtsmittel geschlechtsreifer und gravider Probanden berechnet. Für jährliche Unterschiede dieser Merkmalsausprägungen wurde der Chi-Quadrat-Test herangezogen. Differenzen in der Zahl von Embryonen und Feten wurden mit Regressions- und Varianzanalysen untersucht. Sofern nicht anders angegeben, liegt den Berechnungen ein 95%iges Konfidenzintervall mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit α von 0,05 zugrunde.

Geschlechtsreife der Keiler

Zusätzlich zu den langjährigen Reproduktionsuntersuchungen der Bachen wurde im Jahr 2012/13 erstmals die Geschlechtsreife der Keiler untersucht. Im Zeitraum von November 2012 bis Januar 2013 wurden auf 17 Gesellschaftsjagden insgesamt 74 Hodenproben von Keilern unterschiedlichen Alters entnommen, anhand ihres histologischen Zellbildes auf ihre Geschlechtsreife untersucht, um festzustellen, ab welchem Alter ein Eingreifen in das Reproduktionsgeschehen theoretisch möglich ist.

Die Proben stammen aus den in der Süd- und Ostheide gelegenen Niedersächsischen Forstämtern Wolfenbüttel (20 Proben, 5 Jagden), Unterlüß (27 Proben 7 Jagden) und der Forstverwaltung Graf von der Schulenburg (27 Proben, 5 Jagden).

Zunächst wurde der Zahnstatus der als interessant eingestuften Tiere ermittelt, Hodenproben genommen sowie Zahnalter und Aufbruchgewicht notiert. Die Entnahme des Hodens erfolgte vor dem Aufbrechen in vorbereitete, nummerierte Plastiktüten. Diese Nummer wurde zusammen mit der Wildbretnummer, der Wildidentifizierungsnummer der Forstverwaltung und dem Zahnstatus auf dem Protokollbogen vermerkt. Daneben wurden der Ort der Entnahme, das Datum und das Aufbruchgewicht des Tieres erfasst.

Im Anschluss wurden die Proben umgehend ins Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (TiHo) verbracht, gewogen und für die Fixierung aufgearbeitet (Abb. 46). Um mit dem Gewebe weiterarbeiten zu können, musste es konserviert werden. Sein Zustand wurde mittels einer Fixierlösung chemisch eingefroren, um einen quasi lebensfrischen Zustand zu erhalten.



Abb. 46: Links: Wildschweinhoden mit Nebenhoden, rechts: Scheibe aus dem Zentrum des Hodens

Allgemein ist zu beachten, dass die zu fixierenden Gewebestücke nicht dicker als 1,0 cm sein sollten, um eine rasche Durchfixierung zu gewährleisten. Hierfür wurde aus dem Zentrum jedes einzelnen der beiden Hoden zwei 0,5cm x 1,0cm x 1,0cm große Stücke entnommen und in Bouin'sche Lösung zur Fixierung (mind. 48h) gegeben (Böck 1989). Nach der Fixation wurden die Hodenstücke mittels einer Trimming-Klinge so zugeschnitten, dass glatte Quer- und Längsschnitte des Hodenparenchyms entstanden. Generell wurde darauf geachtet, das später zu betrachtende Gewebe nicht durch Schnitte oder Quetschungen zu beeinträchtigen. Nach dem Zuschneiden der Hodenproben wurden diese in im Vorfeld beschriftete Einbettungskapseln gegeben und durchliefen so die Einbettungsreihe (Ahlers 2013). Nach dem Einbetten wurden die Proben aus der Kapsel genommen und in einer Metallform mit 60°C warmem Paraffin übergossen. Das anschließende Aushärten erfolgte auf einer -5°C temperierten Kühlplatte. Die entstandenen Paraffinblöcke konnten nun mittels eines Rotationsmikrotom auf eine dicke von 4µm geschnitten werden. Die so entstandenen Schnitte wurden nach einer Streckung im Wasserbad bei etwa 55°C auf einen Objektträger aufgezogen. Zur Entfernung des überschüssigen Paraffins wurden die Objektträger vor der Färbung für 12h zum Trocknen in einem Wärmeschrank bei 60°C aufbewahrt.

Um die präparierten Hoden histologisch zu beurteilen, wurde eine Hämatoxylin- Eosin-Färbung verwendet. Bei dieser handelt es sich um eine dichromatische Färbung. Sie setzt sich aus dem basischen Kernfarbstoff Hämatoxylin und dem sauren Zytoplasmafarbstoff Eosin zusammen (Böck 1989). Der Färbeprozess besteht aus dem Entparaffinieren, dem Färben und dem Entwässern. Die histologische und morphologische Beurteilung zur Feststellung des individuellen Entwicklungszustandes der zu untersuchenden Keiler wurde mittels Lichtmikroskop und der Verwendung von HE-Schnitten vorgenommen. Um den Eintritt in die Geschlechtsreife des Keilers zu bestimmen, wurde das Keimepithel auf Vermehrungs-

und Differenzierungsschritte der Stammzellen untersucht. Dabei wurden die vorliegenden Gewebeproben anhand ihres histologischen Befundes in drei Klassen unterteilt:

- Präpubertär: „vor Eintritt in die Pubertät“; bei diesen Schnitten ließen sich keine Vermehrungs- und Differenzierungsschritte beobachten.
- Peripubertär: „Innerhalb der Pubertät“; Der Eintritt in die Geschlechtsreife wird durch das Antreffen von Typ B Spermatozyten und primären Spermatozyten gekennzeichnet. Das Auftreten von differenzierten Spermatisden kann Rückschlüsse auf den Erwerb der Befruchtungsfähigkeit des Tieres zulassen.
- Postpubertär: „Nach Abschluss der Pubertät“; Beim voll geschlechtsreifen Hoden konnten alle Stadien der Spermatogenese, von Spermatozyten bis hin zum differenzierten Spermatisden gefunden werden (Abb. 47).

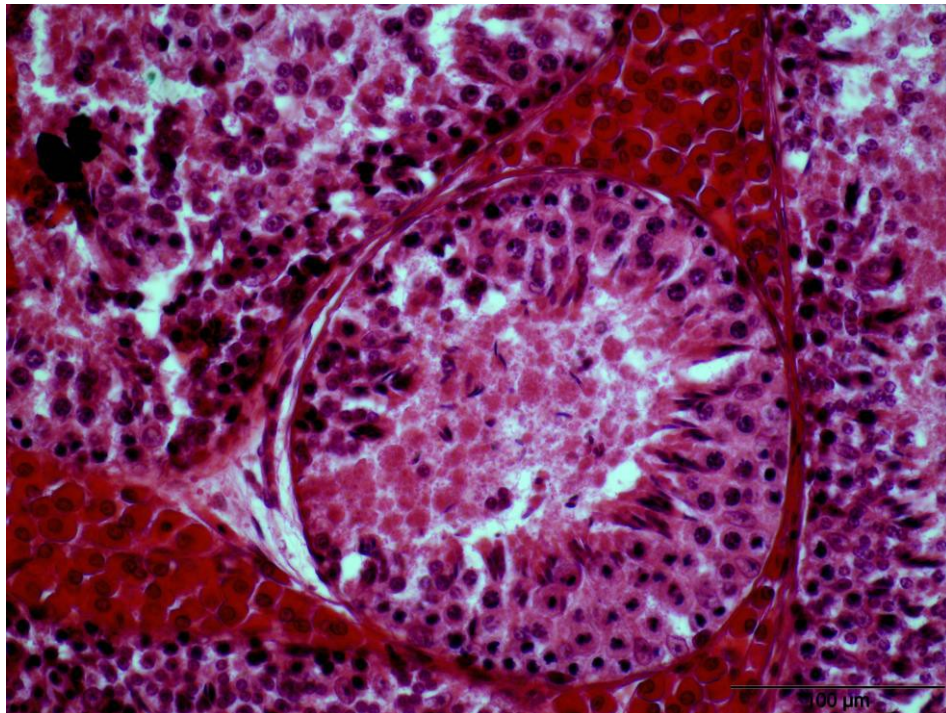


Abb. 47: Schnitt durch das Hodenparenchym eines zehn Monate alten postpubertären Keilers

Ergebnisse Reproduktionsuntersuchungen

Baummasten

Die Intensität der Fruktifizierung von Eiche und Buche wurde nach Angaben der niedersächsischen Saatgutberatungsstelle Oerrel zusammengestellt (Tab. 22). Den Aussagen der jeweiligen Forstämter zufolge stimmen die Angaben überein und können daher für das Untersuchungsgebiet zugrunde gelegt werden.

Tab. 22: Vorkommen von Masten bei Eiche und Buche im Untersuchungsgebiet

Jahr	Buche	Eiche
2010	Fehlmast	Fehlmast
2011	Vollmast	Fehlmast
2012	Fehlmast	Fehlmast (Stieleiche) Sprengmast (Traubeneiche)

(geschätzter Anteil des maximalen Samenertrages nach Baumart und Bestockungsgrad: Fehlmast <10%; Sprengmast 10-30%; Halbmast 30-70%; Vollmast mind.70%; Angaben der niedersächsischen Saatgutberatungsstelle Oerrel)

Stichprobenumfang

Das Untersuchungsmaterial besteht aus Ovarien und Uteri von insgesamt 680 Stücken weiblichen Schwarzwilds (Abb. 48).

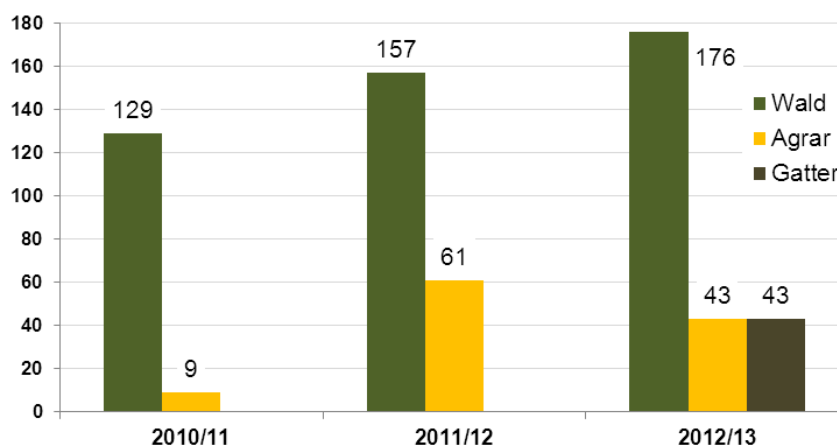


Abb. 48: Stichprobenumfang (N) der Reproduktionsuntersuchungen der Jahre 2010/11-2012/13 in den drei Lebensraumtypen

Altersverteilung und Körpergewichte der Probanden

Die Altersstruktur im Probenmaterial des Referenzgebietes entspricht vorangegangenen Untersuchungen (siehe SODEIKAT et al. 2010: Abschlussbericht 2009, Punkt 7.3). Dieses trifft sowohl für die Untersuchungsregion Ostniedersachsen (LR1+ LR6 = W) wie auch für die neueren Untersuchungsgebiete in der Agrarlandschaft (LR4+5 = A) zu (Abb. 49). Im Referenzgebiet hatten mehr als 95% der beprobten Frischlingsbachen ein Alter zwischen 8 und 11 Monaten erreicht, die jüngsten Tiere besaßen ein geschätztes Alter von 5 Monaten. Die Frischlinge des nördlichen Untersuchungsgebietes (LR 5) waren zu mehr als 80% zwischen 8 und 12 Monaten alt, der Rest wurde auf 5 bis 7 Monate geschätzt. Sämtliche 26 Frischlinge des Gebietes „Süsing“ befanden sich in der Altersspanne von 8 bis 11 Monaten, und unter den 17 Frischlingen des Sauparks Springe gab es lediglich ein Tier, das jünger geschätzt wurde (ca. 5 Monate). Überläufer sämtlicher Gebiete wiesen geschätzte Zahnalter zwischen 13-24 Monaten auf, wobei der Median auf 20 Monaten lag. Die mehrjährigen Bachen waren

überwiegend dreijährig, im Saupark Springe sowie im LR 5 erreichten die ältesten Tiere ca. 3,5 Jahre, während im Referenzgebiet eine vermutlich 6jährige Bache zur Strecke kam.

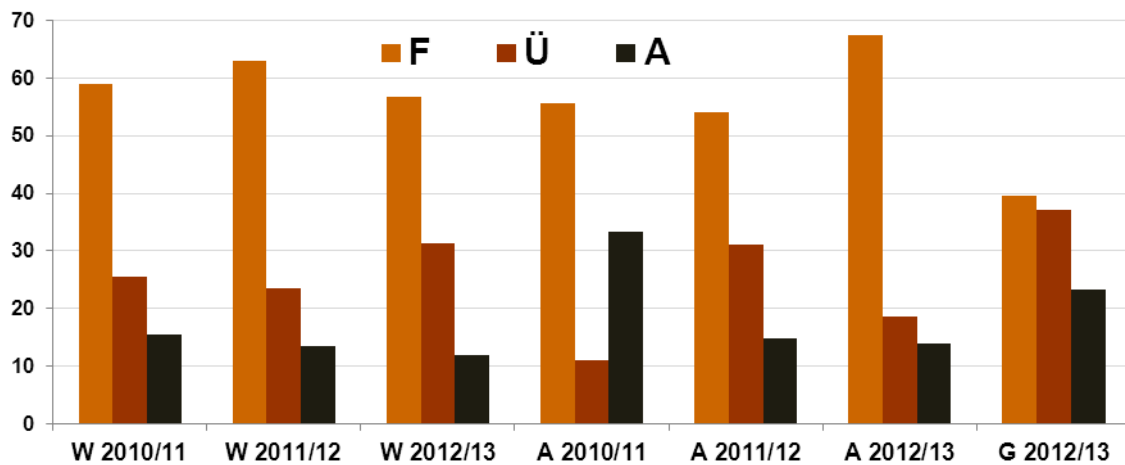


Abb. 49: Altersverteilung (%) des Untersuchungsmaterials in den drei Lebensraumtypen der Jahre 2010/11-2012/13, W = Wald, A = Agrar, G = Gatter, F = Frischlingsbächen, Ü = Überläuferbächen, A = adulte Bächen

Die mittleren Aufbruchgewichte der Probanden unterscheiden sich nicht signifikant von denen der vorigen Untersuchungszeiträume (Tab. 23).

Tab. 23: Mittlere Aufbruchgewichte (kg) von geschlechtsreifen, nicht tragenden Tieren (A); tragenden Tieren (B) sowie Minimalgewichte tragender Bächen (C) in den Jahren 2010/11 / 2011/12 / 2012/13; *n=3

	Frischlinge	Überläufer	adulte Bächen
A	29/26/29	51/52/54	54/75*/68
B	34/39/42	54/55/57	73/69/70
C	28/22/36	39/40/47	62/56/51

Zwischen den Untersuchungsgebieten Wald- und Agrarlandschaft (LR1 vs. LR5) bestanden 2011/12 keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Aufbruchgewichte der Altersklassen (Tab. 24, $p > 0,5$).

Tab. 24: Aufbruchgewichte (kg) geschlechtsreifer, nicht tragender Tiere der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete 2011/12

	Region	kg	N
Frischlinge	Wald	26	3
	Agrar	30	28
Überläufer	Wald	52	14
	Agrar	56	11
Altbächen	Wald	75	3
	Agrar	73	6

In 2012/13 weist das Untersuchungsgebiet „Gatter“ Unterschiede auf: Sowohl Frischlinge, Überläufer als auch mehrjährige Bächen des Sauparks Springe weisen ein geringeres mittleres Aufbruchgewicht auf als die Tiere der übrigen Gebiete. Zudem erreichen Frischlinge

des LR 5 das höchste Gewicht (Tab. 25, $p < 0,0001$ in Altersklasse 1 und 2, $p = 0,0278$ in Altersklasse 3).

Tab. 25: Aufbruchgewichte (kg) geschlechtsreifer, nicht tragender Tiere der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete 2012/13, signifikante Werte grau hinterlegt

	Region	kg	N
Frischlinge	Wald	28	92
	Agrar	34	41
	Gatter	17	17
Überläufer	Wald	56	41
	Agrar	52	9
	Gatter	34	12
Altbachen	Wald	69	12
	Agrar	80	6
	Gatter	62	9

Reproduktiver Status der Probanden

Weibliche Wildschweine erreichen die Geschlechtsreife mit hoher Wahrscheinlichkeit ab einem Alter von 5 Monaten (siehe SODEIKAT et al. 2010, Abschlussbericht 2009, Punkt 7.4).

Von den insgesamt 248 Frischlingsbächen im Referenzgebiet (Wald LR1) wurden in den drei Untersuchungsjahren 21 Tiere als juvenil eingestuft, das bedeutet, dass 92% der beprobten Frischlinge als geschlechtsreif gelten konnten. Im nördlichen Untersuchungsgebiet (Agrar LR 5) war unter 61 Bächen der Monate November bis März nur eine nicht geschlechtsreife Frischlingsbache vorhanden, was bedeutet, dass hier sogar 96 % der untersuchten Tiere geschlechtsreif waren. In den späteren Wintermonaten (Januar/Februar) finden sich im Referenzgebiet noch nicht geschlechtsreife Tiere (Abb. 50).

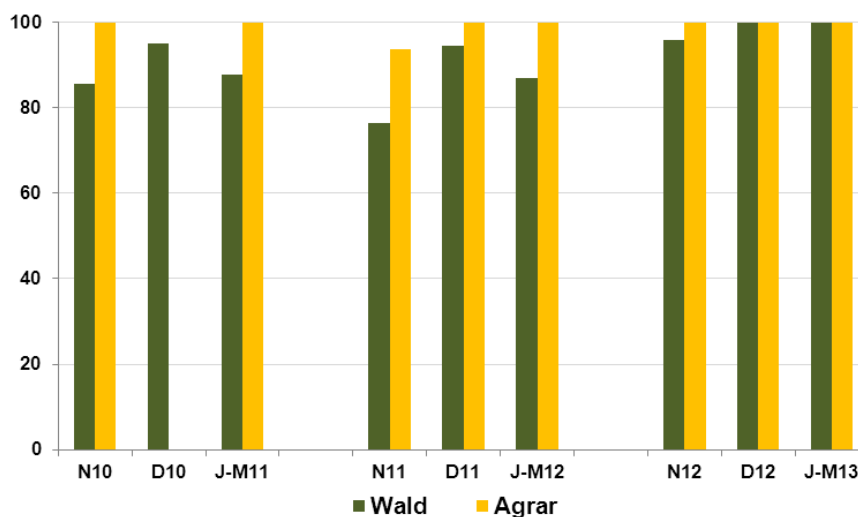


Abb. 50: Anteil geschlechtsreifer Frischlingsbächen in den Monaten November bis März der Jahre 2010/11-2012/13, für die Agrarregion liegen im Dezember 2010 keine Daten vor

Die Wahrscheinlichkeit für Frischlinge, mit 8 Monaten die Geschlechtsreife erlangt zu haben, lag in allen drei Jahren sehr hoch bei bei 76%, 77% und 77,5% (Logistische Regression, DF 1, Konfidenzintervall 95%, $p < 0,0001$, Abb. 51).

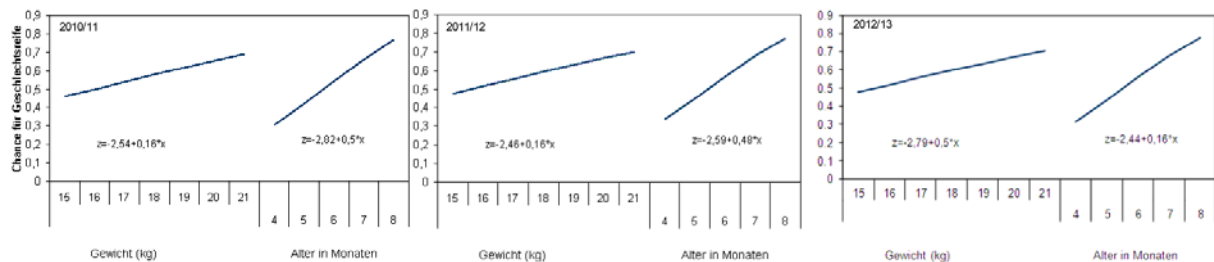


Abb. 51: Gewicht und Alter als wesentliche Faktoren für das Erreichen der Geschlechtsreife

Ein zweiter wesentlicher Faktor, der die Geschlechtsreife bei Frischlingen signifikant beeinflusst, ist das Körpergewicht (Logistische Regression, DF 1, Konfidenzintervall 95%, $p < 0,0001$). Ein Frischling von 20kg Körpergewicht hat demnach in den drei Untersuchungsjahren mit 65 -67%iger Wahrscheinlichkeit die Geschlechtsreife erreicht (Abb. 51).

Rausch- und Frischzeiträume

Der mittlere Rauschtermin sämtlicher Altersklassen findet sich im LR1 im November, wobei die Überläuferbachen zeitlich leicht vor den Altbachen liegen. Der gemittelte Rauschtermin der Frischlingsbachen fand sich in allen drei Jahren gegen Ende November, also in 2010/11 und 2012/13 zeitnah an dem der Altbachen. Der Termin der Frischlingsbachen fand 2011/12 signifikant später statt (Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test, DF 2, $\alpha = 0,05$, $p = 0,0029$) als der der älteren Klassen. Letztere liegen mit ihren Rausch- und Frischterminen bei Anfang bis Mitte November bzw. Ende Februar bis Mitte März. Die Variabilität dieses ca. 6 -wöchigen Intervalls war im gesamten Untersuchungszeitraum bei allen Altersklassen im LR1 gering (Abb. 52). Die Rausch- und Frischzeiträume von Überläufer und Altbachen unterscheiden sich nicht signifikant zu denjenigen der vorangegangenen Jahre (Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test, DF 9, $\alpha = 0,05$, Frischlingsbachen $p = 0,08$; Überläuferbachen $p = 0,001$ mit Signifikanz für frühere Zeiträume; Altbachen $p = 0,35$).

Für die übrigen Lebensräume liegen insgesamt geringe Zahlen tragender Tiere vor, so dass ein statistischer Vergleich von Rausch- und Frischzeiten nur in 2011/12 möglich ist. Die Frischzeiträume sind deutlich länger gestreckt und liegen im Mittel früher im Februar (LR5, Abb. 52). So beginnt die Rausche bei einigen Tieren bereits Ende September (Überläuferbachen) bzw. Anfang (Altbachen) und Ende (Frischlingsbachen) Oktober 2011 und dauert bis Ende Dezember. Dementsprechend findet Frischen bereits Ende Januar statt. Insgesamt sind hier Frischlinge also früher im Jahr und über einen längeren Zeitraum verteilt zu be

obachten. Im Saupark Springe deuten die Frischdaten von 5 tragenden Bächen auf einen etwas späteren Frischzeitraum Anfang April hin.

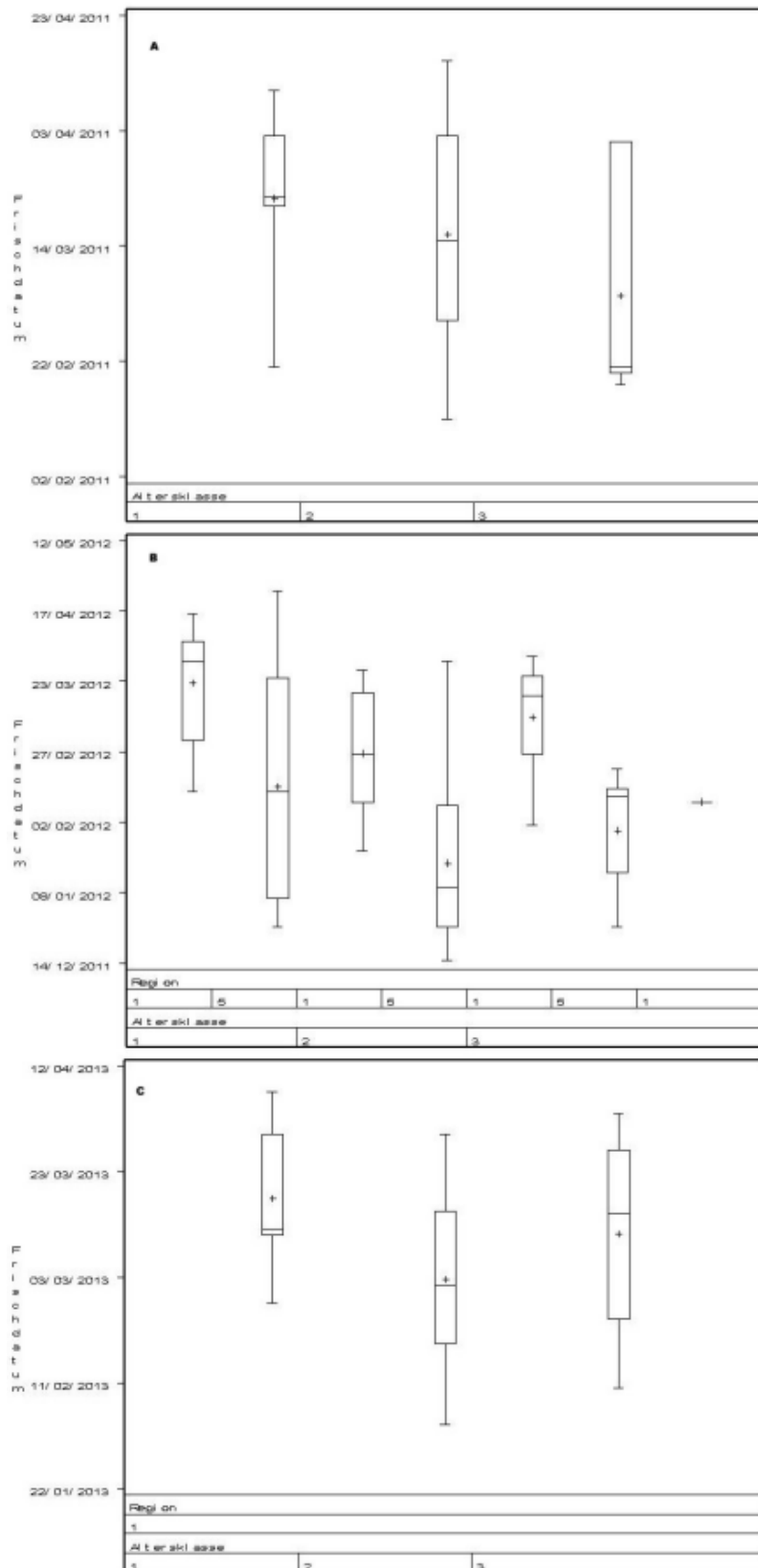


Abb. 52: Frischzeiträume Frischlings- (Altersklasse 1), Überläufer- (Altersklasse 2) und Altbächen (Altersklasse 3) im Box- and Whisker-Plot. A) 2011 im Referenzgebiet LR1, B) 2011/12 in LR1 sowie im nördlichen Untersuchungsgebiet (LR5) C) 2013 im LR1

Gravidität, wesentliche Fruchtbarkeitsparameter und Vermehrungspotential

In sämtlichen Gebieten kommen tragende Wildschweine gehäuft in den Monaten Dezember und Januar vor. Während dieser Zeit, die als physiologische Hauptreproduktionszeit gelten kann, steigt der Anteil tragender und vermutlich frühtragender Individuen in der Stichprobe auf bis zu 100% im Januar.

Da die Beprobung im nördlichen Untersuchungsgebiet (LR 5) nahezu ganzjährig stattfindet, konnte eine tragende Frischlingsbache im Juni nachgewiesen werden. Der Anteil tragender und vermutlich frühtragender Frischlingsbachen erreicht in LR 5 aufgrund des längeren Beprobungsintervalls von Januar bis März 40 bis 70%. Im nördlichen Untersuchungsgebiet (LR 5) werden ebenfalls hohe Trächtigkeitsraten in Dezember und Januar erreicht. Da die Beprobung nahezu ganzjährig stattfindet, können tragende Frischlings- und Überläuferbachen schon im Mai und Juni nachgewiesen werden. Der Anteil tragender und vermutlich frühtragender Frischlingsbachen erreicht in LR 5 aufgrund des längeren Beprobungsintervalls 70%.

Tab. 26: Fruchtbarkeitsparameter von Wildschweinen beider Lebensräume (* = kleines N)

	AK	LR 1		LR 4 / LR5	
		Ovulationsrate	Fetenzahl	Ovulationsrate	Fetenzahl
2009/10	1	5,0	5,0	3,0	5,0
	2	8,3	7,3	8,7	7,5
	3	9,2	6,5	6,0	7,3
2010/11	1	6,0	4,5	8,5	8,5
	2	7,0	7,7	.	.
	3	7,2	7,5	7,0	.
2011/12	1	7,0	6,0	7,0	5,5
	2	7,9	6,9	5,7	6,5
	3	7,7	7,3	8,7*	7,4
2012/13	1	5,2	4,7		
	2	5,9	6,6	5,7*	7,3*
	3	6,1	5,7	7,7*	7,0*
Mittelwert	1	5,8	5,1		
	2	7,3	7,1		
	3	7,6	6,8		

Der Vergleich zwischen Fruchtbarkeitsparametern von Bachen des Referenzgebietes (LR1) mit Bachen des nördlichen Untersuchungsgebietes (LR5) zeigt leichte Unterschiede in den Fetenzahlen, allerdings liegen für LR 5 nur geringe Stichproben zugrunde (Tab. 26).

In den erstmals beprobten Lebensräumen 6 und 7 findet sich nur jeweils eine Bache je Altersklasse, die Feten trägt. Nimmt man das Embryonalstadium, das eine unsichere Grundlage für die Nachkommenschätzung darstellt, hinzu, erhöht sich die Stichprobenzahl geringfügig (Tab. 27). Die vorläufige Fetenzahl bezieht sich auf Embryonal- und Fetenstadien in den Uteri.

Tab. 27: Fruchtbarkeitsparameter von Wildschweinen aus LR 6 und LR 7 (2012/13)

AK	Fetenzahl (n)	LR 6	Fetenzahl (n)	LR 7
		vorläufige Fetenzahl (n)		vorläufige Fetenzahl (n)
1		5,5 (2)		
2	6 (1)	6 (2)	4 (1)	4,8 (4)
3				4 (1)

Die mittleren Fetenzahlen im Referenzgebiet untermauern die bisher ermittelten Werte (Tab. 28). Es bestehen in 2012/13 zwar deutliche Unterschiede in der durchschnittlichen Fetenzahl einer Altersklasse im Referenzgebiet im Jahresvergleich. So haben Alt- und Überläuferbachen deutlich geringere Fetenzahlen inne als in den Vorjahren, trotzdem sind diese Unterschiede nicht signifikant ($p=0,70$ Altbachen, $p=0,57$ Überläuferbachen). In Lebensraum 5 können keine Unterschiede in den Fetenzahlen je Untersuchungsjahr festgestellt werden, da die Probenzahl sehr gering ist.

Tab. 28: Fruchtbarkeitsparameter im Gesamtuntersuchungszeitraum (2003-12) des Referenzgebietes

AK	Ovulationsrate	Fetenzahl	SD Fetenzahl	CI Fetenzahl
1	5,9	5,4	1,3	0,5
2	7,4	7,1	1,5	0,4
3	7,7	7,2	2,1	0,6

Zur Berechnung des Reproduktionspotentials wird für Überläuferbachen und mehrjährige Tiere gemäß den vorigen Untersuchungen eine gemittelte 90%ige Trächtigkeitsrate angenommen. Legt man die tatsächlich anzunehmende Altersverteilung der Wildschweinpopulation nach den Streckenstatistiken der Gemeinschaftsjagden des Untersuchungsgebietes 2003-2012 (nur Gemeinschaftsjagden der niedersächsischen Landesforsten fortgerechnet mit den Mortalitäts- und Geburtenraten ergibt sich eine Altersklassenstruktur von: AK1 = 50%, AK2= 30 %, AK3 = 20 %) zugrunde und berücksichtigt die Vermehrungsraten der drei Altersklassen (Tab. 26) ergibt sich ein mittlerer jährlicher vorgeburtlicher Gesamtzuwachs in der Wildschweinpopulation von 239% (2009/10 = 238%, 2010/11 = 245 %, 2011/12 = 256%, 2012/13 = 216 %). An dieser Vermehrungsrate hat AK1 einen Anteil von ca. 35%, AK2 = 40% und AK3 sorgt für 25% der Gesamtvermehrung (Abb. 53). Die Schwankungsbreite hängt dabei insbesondere von der jeweiligen tatsächlichen Altersverteilung der Population ab, natürlich können auch die relativ geringen Schwankungen in der Fetenzahl Einfluss auf den jährlichen Frischlingszuwachs nehmen. Das fällt vor allem bei außergewöhnlich hohen Fetenzahlen ins Gewicht.

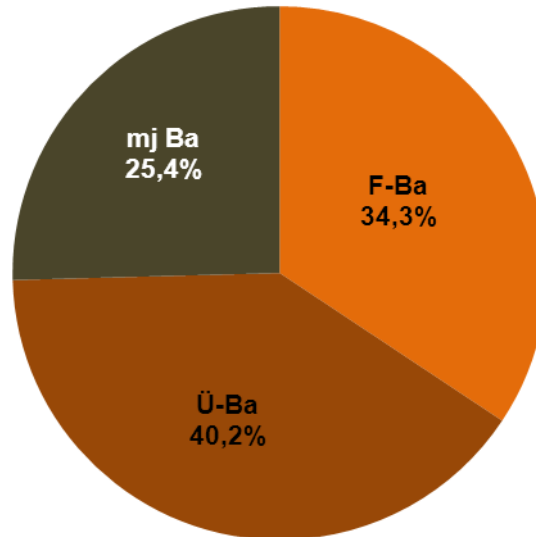


Abb. 53: Anteile der Altersklassen an der Reproduktion des Folgejahres in Prozent, langfristige Mittelwerte anhand modellierter Bestandsstrukturen; mj = mehrjährig, F = Frischling, Ü = Überläufer, Ba = Bache

Für LR 5 können zur Reproduktionspotentialabschätzung nur ein Untersuchungsjahr zugrunde gelegt werden, dennoch liegt es nah an den für das Referenzgebiet gemittelten Werten. Der angenommene Gesamtwuchs in LR 5 betrüge demnach 245%.

Geschlechtsreife der Keiler

Von den 74 untersuchten Keilern wurden 12 Tiere in einer Altersspanne von sechs bis zehn Monaten als nicht geschlechtsreif, also präpubertär eingestuft. In diesen Zellbildern konnten lediglich Praespermatogonien beobachtet werden. 31 Proben wiesen Differenzierungs- und Vermehrungsstufen auf, die den Eintritt in die Geschlechtsreife anzeigten (peripubertär), wobei das Alter des jüngsten Tieres auf sieben Monate geschätzt wurde. Bei diesen Zellbildern konnte die Spermatogenese bis hin zu ersten runden Spermatozoen nachgewiesen werden. Qualitativ und quantitativ normale Spermatogenese wurde bei 31 Proben nachgewiesen. Diese Hoden wurden als sexuell adult, also postpubertär, eingestuft (Abb. 54).

Von den als histologisch-morphologisch adult eingestuften Keilern waren 17 Tiere noch im Frischlingsalter mit einem durchschnittlichen Aufbruchgewicht von 35,9 kg, das sind 28,3 % der untersuchten Frischlinge. Der Anteil der im Begriff die Geschlechtsreife zu erlangenden Tiere lag bei 51,6 % (28,3 kg). Das Alter des jüngsten peripubertären Keilers lag bei sieben Monaten, das des ältesten bei elf. Das älteste präpubertäre Tier war zehn Monate alt. Die Pubertät findet also innerhalb des Zeitraums zwischen dem siebten und zwölften Monat statt. Mit einem Jahr sind männliche Wildschweine in der Regel geschlechtsreif. Die leichtesten als sexuell adult eingestuften Tiere hatten ein Aufbruchgewicht von 24 kg. Ein

Gewicht von unter 30 kg blieb jedoch eher die Ausnahme. Die meisten Frischlingskeiler dieses Entwicklungszustandes wiesen Gewichte zwischen 30 und 46 kg auf (Abb. 55, Abb. 56).

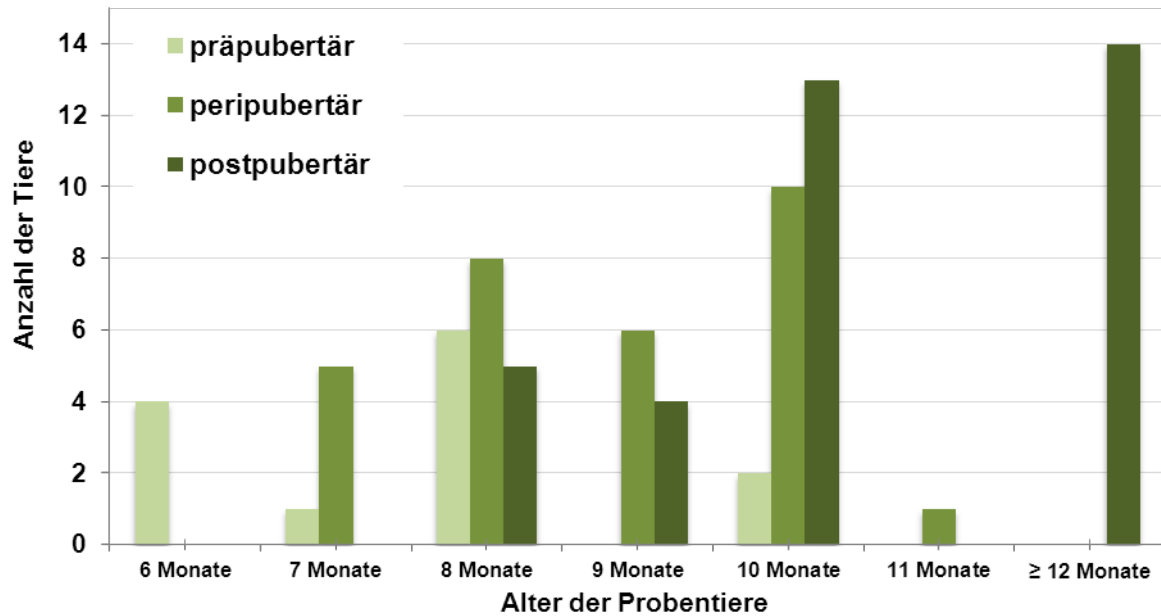


Abb. 54: Einstufung des histologischen Zellbildes nach Alter der Tiere in Monaten

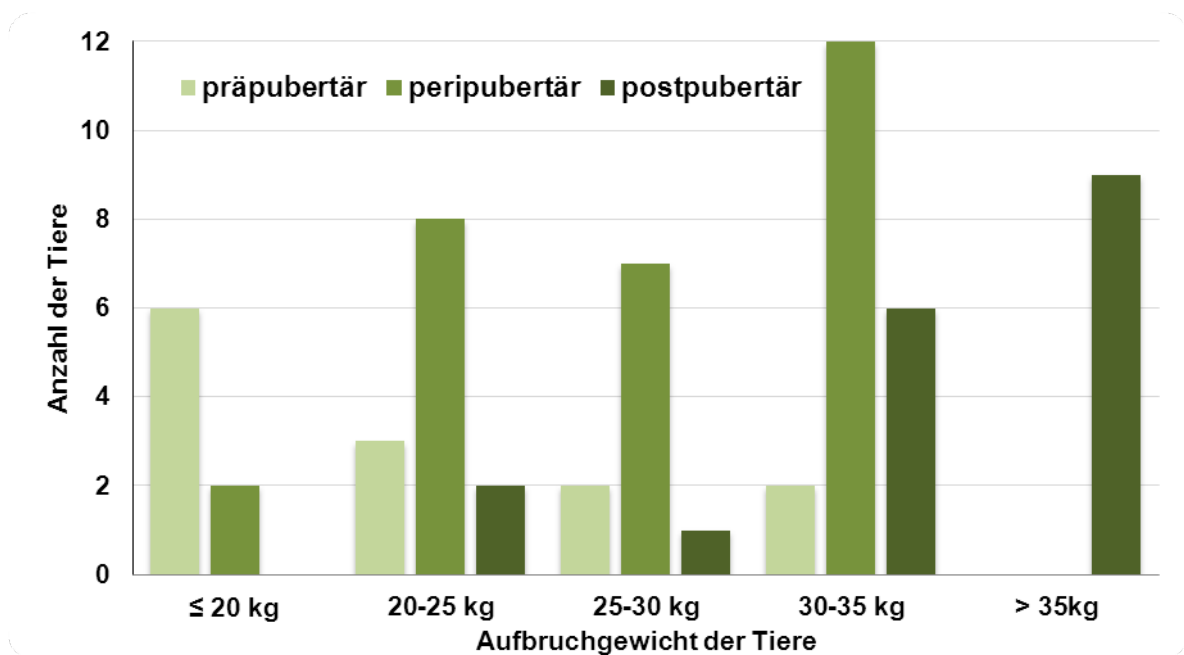


Abb. 55: Gewichtsverteilung und Entwicklungszustand der unter einem Jahr alten Tiere.

Addiert man die als peripubertär eingestuft mit den postpubertären Frischlingen, so ergibt dies einen Anteil von 63,5 % der Tiere, die im Begriff sind, die Geschlechtsreife zu erlangen bzw. geschlechtsreif sind.

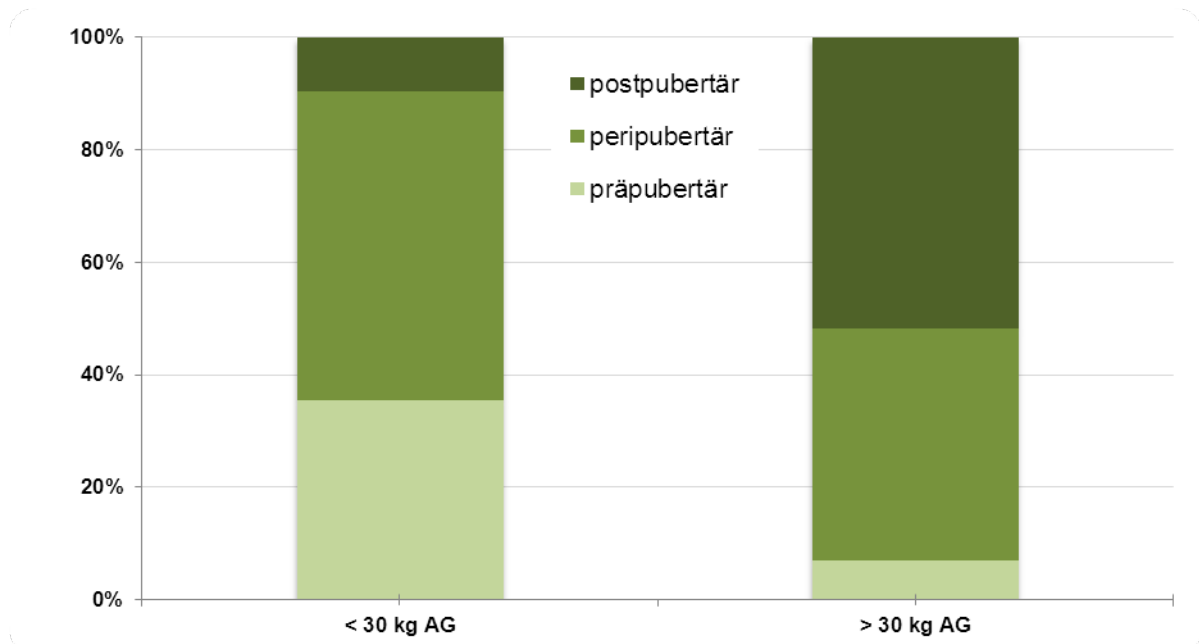


Abb. 56: Einstufung des histologischen Zellbildes von Tieren unter 12 Monaten mit einem Aufbruchgewicht (AG) von unter bzw. über 30 kg

Neben Frischlingen wurden auch 12 Überläufer in einer Altersspanne von 14 bis 23 Monaten sowie zwei zweijährige Keiler mit je ca. 34 Monaten untersucht. Das Durchschnittsgewicht der aufgebrochenen Überläufer betrug hierbei 50,6 kg, wobei das leichteste Tier 26 kg wog und das schwerste 77 kg. Das Gewicht der zweijährigen Keiler betrug 55 kg. Alle Gewebeproben von Überläufern und Keilern wiesen ein voll entwickeltes und funktionsfähiges Zellbild mit einer qualitativ und quantitativ normalen Spermatogenese auf.

Diskussion

Populationszuwachs

Die Ergebnisse der langjährigen Datensatzreihe zeigen erneut sehr deutlich, dass die Reproduktionsfähigkeit des Schwarzwildes stabil bei ca. 240% liegt. Höchstwahrscheinlich ist der Haupteinflussfaktor, der eine geringere Zunahme der Population bewirkt, die Frischlingssterblichkeit, die insbesondere durch die Frühjahrswitterung bestimmt wird. Mit Beginn der Ausweitung der Studie auf neue Gebiete wird es möglich, Vergleiche anzustellen. Im nördlichen Untersuchungsgebiet (LR 5) kommt Schwarzwild erst seit kurzer Zeit in nennenswerten Dichten vor. Die mildere Witterung und die geringeren Dichten könnten sich durchaus auf die Reproduktionsleistung (vor- und nachgeburtlich) auswirken (vergleiche auch Kapitel „9 Genetik“).

Auf den mäßig kalten („richtigen“) Winter 2010 folgt im Untersuchungsgebiet 2011 ein mäßig warmer, der sich zusätzlich durch geringe Schneelage auszeichnet. Das darauffolgende Frühjahr zeigt sich warm und trocken. Auf diese guten klimatischen Bedingungen für die Wildschweinpopulation folgt ein ebenfalls milder Winter zum Untersuchungszeitraum

2011/12, zu dem die Reproduktion bereits stattfindet. Die Körpergewichte der Tiere liegen folgerichtig wieder im bekannten Wertbereich.

In der Folgesaison auf den ersten „richtigen“ Winter (2010) liegt die Reproduktionsleistung bei 256%. Es liegen nur geringe Hinweise für eventuelle Kompensationsmechanismen in Form einer erhöhten Reproduktionsrate nach dem kälteren Winter vor. Rausch- und Frischzeitpunkte der Altersklassen liegen im LR1 eng gestaffelt, beginnend mit den Altbachen und endend mit den Frischlingsbachen, vergleichbar zu den Vorjahren. Die hohe Variabilität der Rauschzeiträume in LR 5 könnte auf milde Witterung und geringere Populationsdichten zurückgeführt werden. Die geringere Stichprobenzahl kann hier jedoch auch einen Einfluss auf das Ergebnis haben. Weitere Untersuchungen sind hier notwendig.

Die Untersuchungen zur Geschlechtsreife untermauern die bisherigen Erkenntnisse im Referenzgebiet. Bisher liegen keine Hinweise auf Unterschiede in den Trächtigkeitsprävalenzen zwischen den Untersuchungsgebieten vor. Der Anstieg der Trächtigkeitsprävalenz sowie die Abnahme der Zahl juveniler Frischlinge von November bis Januar entsprechen der zu erwartenden saisonalen Fortpflanzungsaktivität.

Die hohe Trächtigkeitsprävalenz von Frischlingsbachen wird durch die Ergebnisse aus LR 5 verdeutlicht: hier erreichen die Jungtiere bis März 2012 sogar eine 70%ige Trächtigkeitsprävalenz. Das erhärtet die Vermutung, dass diejenigen der Jungtiere, die später die Pubertät erreichen, im Anschluss an die Hauptreproduktionszeit der älteren Tiere noch erfolgreich gedeckt werden (GETHÖFFER 2005, GETHÖFFER et al. 2007).

Im Referenzgebiet erreichen die durchschnittlichen Ovulationsraten je nach Altersklasse zwischen 7,0 und 7,7 Corpora lutea pro Tier, das entspricht einer hohen Ovulationsrate für Frischlinge (s. Endbericht 2009). Die Fetenzahlen und Ovulationsraten in LR 5 befinden sich mit 7,0 für Frischlinge, 5,7 für Überläufer- und 8,7 für Altbachen in einem vergleichbaren Bereich. Allerdings sind die unterschiedlich hohen Werte vorsichtig zu interpretieren, wie die niedrige Ovulationsrate der Überläuferbachen zeigt. Hier liegen noch geringe Probenzahlen zugrunde. Es gibt momentan keinen Hinweis auf Unterschiede zwischen den Fetenzahlen des Referenzgebietes und des neuen Untersuchungsgebietes. Es konnten zudem keine signifikanten Unterschiede in Fetenzahl und Ovulationsraten zu den Vorjahren festgestellt werden.

Die Untersuchungen zur Geschlechtsreife untermauern die bisherigen Erkenntnisse im Referenzgebiet. Bisher liegen keine Hinweise auf Unterschiede in den Trächtigkeitsprävalenzen zwischen den Untersuchungsgebieten vor. Der Anstieg der Trächtigkeitsprävalenz sowie die Abnahme der Zahl juveniler Frischlinge von November bis Januar entsprechen der zu erwartenden saisonalen Fortpflanzungsaktivität.

Die hohe Trächtigkeitsprävalenz von Frischlingsbachen wird in diesem Jahr durch die Ergebnisse aus LR 6 verdeutlicht: hier erreichen die Jungtiere im Januar 2013 sogar eine 80%ige Trächtigkeitsprävalenz. Das erhärtet die Vermutung, dass diejenigen der Jungtiere, die später die Pubertät erreichen, im Anschluss an die Hauptreproduktionszeit der älteren Tiere noch erfolgreich gedeckt werden (GETHÖFFER 2005, 2007).

Im Referenzgebiet erreichen die durchschnittlichen Fetenzahlen je nach Altersklasse 4,7 (Frischlinge), 6,6 (Überläufer) und 5,7 (Altbachen) Feten pro Tier, das entspricht einer geringeren Fetenzahl als in den Vorjahren (s. Endbericht 2009). Die Fetenzahlen in LR 5 befinden sich mit 7,3 für Überläufer- und 7,0 für Altbachen in einem vergleichbaren Bereich. Allerdings sind die unterschiedlich hohen Werte auch in diesem Jahr vorsichtig zu interpretieren, wie die niedrigeren Ovulationsraten der Alt- und Überläuferbachen beider Lebensräume zeigen. Hier liegen noch geringe Probenzahlen zugrunde. Es gibt momentan keinen Hinweis auf Unterschiede zwischen den Fetenzahlen des Referenzgebietes und des neuen Untersuchungsgebietes. Es konnten zudem keine signifikanten Unterschiede in Fetenzahl und Ovulationsraten zu den Vorjahren festgestellt werden.

Geschlechtsreife der Keiler

Zum Eintritt in die Pubertät und somit auch die Teilnahme am Reproduktionsgeschehen des Wildschweins finden sich in der Literatur zahlreiche Studien (AHRENS 1984, STEINFELDT 2004, GETHÖFFER 2005, GETHÖFFER et al. 2007, NEEF 2009). Die meisten jedoch befassen sich ausschließlich mit weiblichen Tieren dieser Art. Zweifelsfrei sind hier bereits Ergebnisse durch die reine Beobachtung der Tiere möglich und leicht zu belegen.

Bei den männlichen Tieren, den Keilern, ist ein solcher Kenntnisstand um einiges schwieriger zu erreichen. Die Frage nach dem Zeitpunkt des Beginns der Spermatogenese ist somit nicht so eindeutig zu beantworten. In der Literatur bestehen hierzu große Diskrepanzen. MEYNHARDT (1990) beschreibt, wie Frischlingsbachen bereits von Frischlingskeilern beschlagen wurden und stellt damit die These auf, dass beide Geschlechter in ihrem ersten Jahr geschlechtsreif und auch an dem Reproduktionsgeschehen teilnehmen können. Diese Aussage findet Bestätigung in der von MAUGET & PEPIN (1991) durchgeführten Untersuchung, die bei in Gefangenschaft lebenden Wildschweinen ein Eintrittsalter ab dem siebten Monat je nach Ernährungssituation feststellen konnten. Bei Untersuchungen in Pakistan am europäischen Wildschwein konnte der Eintritt in die Geschlechtsreife zwischen dem vierten und sechsten Lebensmonat festgestellt werden (AHMAD et al. 1995). Das Vorhandensein eines genetischen Potentials für ein frühes Eintrittsdatum in die Geschlechtsreife wird durch die vorliegenden Studien anhand des durch histologische Befunde belegten genauen Entwicklungsstatus bestätigt. Hier soll nochmals darauf hingewiesen werden, dass

die Keiler bei guter körperlicher Verfassung ab einem Alter von sieben Monaten (oder früher) in die Pubertät eintreten können und bereits ab acht Monaten Zeugungsfähig sein können. In den vorliegenden Proben war ein Drittel aller untersuchten Frischlingskeiler bis zu einem Alter von zehn Monaten geschlechtsreif, bei den übrigen Keilern kann aufgrund der Ausdifferenzierung in den Hoden ebenfalls von einem baldigen Erreichen der Geschlechtsreife ausgegangen werden.

Es kann von einem einem Mindestgewicht zum Reproduktionseintritt bei weiblichen Tieren, welches die Tiere zum Erlangen der Geschlechtsreife benötigen, ausgegangen werden (MAUGET & PEPIN 1991, GETHÖFFER 2005). Selbes gilt nach den vorliegenden Befunden also auch für die Geschlechtsreife bei den Frischlingskeilern. Mit steigendem Gewicht der Tiere ist die Zahl der als sexuell adult eingestufteten Tiere deutlich höher. So hatten die pubertierenden Frischlinge im Schnitt ein Aufbruchgewicht von 28,3 kg, die postpubertären von 35,9 kg. Tiere, die in einem Alter von mehr als acht Monaten noch ein präpubertäres Zellbild zeigten, wiesen ein deutlich geringeres Gewicht auf. Ein Zusammenhang zwischen der Ernährungslage, d.h. einem hohem Aufbruchgewicht, und dem Eintrittsalter kann somit ebenfalls bestätigt werden. Daraus lässt sich ableiten, je besser der Ernährungszustand und die körperliche Konstitution der Tiere ist, desto eher ist der Eintritt in die Geschlechtsreife möglich. Gut ernährte Tiere können somit bereits ab einem Alter von etwa sieben bis acht Monaten in ein theoretisch befruchtungsfähiges Alter kommen (vergl. auch MAUGET & PEPIN 1991, NEEF 2009). Frischlingskeiler werden also ausgehend von einer Geburt im Frühjahr im Verlauf des Winters geschlechtsreif. Dies spricht zwar gegen eine Teilnahme zu Beginn der eigentlichen Rausche im Herbst bzw. Frühwinter, jedoch steht einer Teilnahme an der Reproduktion dieser Tiere gegen Mitte bis Ende der Rausche und im Frühjahr nichts im Wege. Zudem belegten Untersuchungen in Regionen mit guter Nahrungsverfügbarkeit, dass es zu einem weiteren Rauschepunkt im späten Frühjahr kommen kann (NEEF 2009, WEILER 2010). Insbesondere Frischlings- und Überläuferbächen, welche während ihrer ersten Rausche nicht beschlagen wurden und nachrauschende Bächen, die ihren ersten Wurf verloren haben, kommen nun als Reproduktionspartner für Frischlingskeiler infrage. Zwar berichtet BRIEDERMANN (2009), dass ältere, reifere Keiler die jüngeren infolge des sozialen Gefüges von der Reproduktion abhalten, dennoch ist es kaum vorstellbar, dass ihnen dies bei allen Frischlings- und Überläuferkeilern einer Rotte zur gleichen Zeit gelingt. Ein gleiches Szenario gilt für die Annahme, dass die Leitbache Keiler vom Beschlagen frühreifer Frischlingsbächen abhält. Insbesondere, wenn selbstständig werdende Frischlinge sich kurzzeitig, z.B. für eine Nacht, von der Rotte trennen und ihre eigenen Wege gehen oder sich die Rotte aufgrund ihrer Größe oder des Todes der Leitbache dauerhaft trennt (KEULING 2009, 2013b), können diese ebenfalls beschlagen werden. Bisherige Aussagen aus

der Literatur über einen Eintritt in die Geschlechtsreife im zweiten Lebensjahr sind nach diesen Kenntnissen also nicht zutreffend.

Die Erkenntnis, dass bereits Frischlingskeiler über die physiologische Reife verfügen, in das Reproduktionsgeschehen einzugreifen, erlaubt ein besseres Verständnis für den enormen Populationszuwachs dieser Tierart in den letzten Jahren und könnte das nahezu flächendeckende Auftreten von trächtigen bzw. führenden Frischlingsbächen erklären. So können Frischlings- und Überläuferbächen, die während der eigentlichen Rausche nicht beschlagen wurden, während ihres zweiten oder auch gegebenenfalls dritten Östrus von den nun geschlechtsreifen Frischlingskeilern der eigenen Rotte beschlagen werden. Vor dem Hintergrund stetig steigender Bestände, bedingt durch die sich verbessernde Nahrungsgrundlage der Tiere in Folge steigende Erträge aus der Landwirtschaft, ergeben sich durch diese Ergebnisse jedoch auch weitere Fragen. In welchem Umfang nehmen Frischlingskeiler, die über die physiologische Befruchtungsfähigkeit verfügen, auch tatsächlich am Reproduktionsgeschehen teil und inwieweit wird dies durch die Sozialstruktur der Tiere beeinflusst. Da auch Keiler im Frischlingsalter noch der Rottenstruktur angehören, ließe sich dies zum Beispiel anhand der Inzuchtkorrelation oder auch genetischen Vaterschaftsanalysen beantworten. Desweiteren gilt es zu untersuchen, inwieweit trotz verschlechterter Fruchtbarkeitssituation in den Sommermonaten, bedingt durch die Photoperiode, die Spermienqualität der Keiler verschiedener Altersklassen für eine Befruchtung der Bächen innerhalb der Rotte ausreicht oder eine sogenannte Befruchtungsunfähigkeit (*Impotentia generandi*) eintritt.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Studie vergleicht grundlegende Reproduktionsparameter von Wildschweinen des Referenzgebietes mit denjenigen eines erst kürzlich von Wildschweinen besiedelten Gebietes. Die gemittelten Fetenzahlen betragen $5,4 \pm 0,5$ für Frischlingsbächen, $7,1 \pm 0,4$ für Überläufer- und $7,2 \pm 0,6$ für Altbächen des Referenzgebietes (2003-2012). Im neuen Untersuchungsgebiet belaufen sich die gemittelten Fetenzahlen im Jahr 2012 für Überläuferbächen auf 7,3 und 7,0 für Altbächen. Der direkte Vergleich der Fetenzahlen beider Gebiete aus 2012 hat keine signifikanten Unterschiede ergeben. Für Lebensraum 6 und 7 lassen sich unter Einbeziehung der Embryonenzahlen, dem Vorstadium des Fetalstadiums, Zahlen zwischen 4 und 6,6 Nachkommen pro Tier ermitteln. Diese Zahlen können nicht zu verlässlichen Vergleichen herangezogen werden.

Die Trächtigkeitsprävalenz erreicht in den höheren Altersklassen aller Untersuchungsgebiete 100%. Für Frischlingsbächen des Referenzgebietes konnte wieder eine hohe Trächtigkeitsprävalenz von nahezu 60% im Januar 2013 nachgewiesen werden, was aufgrund der

späteren Rausch- und Frischzeit dieser Altersklasse jedoch eine höhere tatsächliche Rate annehmen lässt. Aus dem neuen Untersuchungsgebiet (LR 6) lässt sich sogar eine 80% Trächtigkeitsprävalenz von Frischlingsbächen herleiten, während Frischlinge aus LR 5 in den Monaten Januar bis März 40% erreichen. Aus all diesen Ergebnissen ergibt sich eine vorgeburtliches Reproduktionspotential der Gesamtpopulationen von jährlich ca. 240% bezogen auf den Gesamtbestand (inkl. Keiler).

Frischlingskeiler sind in der Lage, mit bereits acht bis zehn Monaten ab einem Aufbruchgewicht von ca. 30 kg in die Geschlechtsreife einzutreten und haben damit um einiges früher als bisher angenommen das Potential, am Reproduktionsgeschehen teilzunehmen. Dies gilt insbesondere dann, wenn die Ernährungsbedingung für die entsprechenden Tiere als gut eingestuft werden können. Eine Teilnahme dieser Tiere an der Reproduktion ist somit sehr wahrscheinlich.

Eine ganzjährige Studie zur Reproduktion und Frischlingssterblichkeit des Wildschweines ist daher wünschenswert, um sowohl die tatsächliche Vermehrungsrate von Frischlingen, den abzuschöpfenden Zuwachs, als auch die Fortpflanzungssaisonalität der Altersklassen zu untersuchen.

9. Molekulargenetische Untersuchungen zum pränatalen Geschlechterverhältnis, multiplen Vaterschaften und Populationsdichtebestimmungen beim Schwarzwild

Kooperation

mit dem

Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Wiss. Leitung: Dr. Jörg Brün, Wiss. Bearbeitung: Björn Müller

Material und Methoden

Gewebeproben

Pränatales Geschlechterverhältnis und multiple Vaterschaften

Es konnten 24 tragende Bachen aus dem Jagdjahr 2011 und 49 tragende Bachen aus dem Jagdjahr 2012 untersucht werden. Insgesamt wurden 558 Gewebeproben von 73 tragenden Bachen und deren 485 Föten entnommen. Die Bachen wurden in Abhängigkeit ihres Alters in drei Altersklassen (AK) eingeteilt: Frischlingsbachen (AK1, n = 20), Überläuferbachen (AK2, n = 29) und adulte Bachen (AK3, n = 21). Zu drei tragenden Bachen lag keine Altersgruppenzuordnung vor. Den Föten wurde die Altersklasse 0 zugeordnet (AK0, n = 485). Für das pränatale Geschlechterverhältnis wurden alle zu Verfügung stehenden Proben verwendet. Für die Bestimmung der Häufigkeit von multiplen Vaterschaften, wurden 35 zufällig ausgewählte Bachen aller Altersklassen und deren 213 Föten genutzt.

Populationsdichtebestimmung der Jagdstrecke

Alle 407 untersuchten Gewebeproben entstammten den Jagdstrecken (Drückjagden oder Einzel-Ansitzjagden) der Jagdjahre 2011 und 2012 des Niedersächsischen Forstamts Harsefeld. In Zusammenarbeit mit der Jägerschaft Bremervörde e.V. wurden insgesamt 287 Tiere beprobt. Davon entfallen 164 auf das Jagdjahr 2011 und 123 Proben auf das Jagdjahr 2012. Mit Hilfe der Jägerschaft Osterholz e.V. wurden insgesamt 120 Tiere beprobt. Hier entfallen 40 Stück Schwarzwild auf das Jagdjahr 2011 und 80 auf das Jagdjahr 2012. Die Einteilung in die Altersklassen unterscheidet sich leicht vom oben genannten Muster, da keine Föten berücksichtigt werden mussten und die Altersklassen nun im üblich gebräuchlichen Sinn genutzt werden konnten. Für die Jagdstrecke gilt also Frischling = AK0, für Überläufer = AK 1 und für adulte Tiere = AK2.

Genetische Analysen

DNA-Isolation mit Chelex

Die DNA-Extraktion für alle Untersuchungen erfolgte durch die Chelex-Methode nach Walsh (WALSH et al. 1991). Chelex® 100 (Sigma®) ist ein Kunstharzgranulat mit einer hohen Affinität für polyvalente Metallionen, wie Ca^{2+} oder Mg^{2+} . Das Granulat sorgt einerseits für die Deaktivierung der auf diese Ionen angewiesenen, für die Untersuchung jedoch unerwünschten Enzyme, wie z.B. DNAsen. Die Funktion solcher zu den Nukleasen gehörenden Enzymklassen besteht im teilweisen oder vollständigen Abbau von Nukleinsäuren. Andererseits werden Ca^{2+} -abhängige Strukturkomponenten wie Cytoskelett und extrazelluläre Strukturproteine inaktiviert, was zur Destabilisierung der gesamten Zelle führt.

Geschlechtsbestimmung der Feten durch spezifische Marker

Die Geschlechtsbestimmung der Feten erfolgt durch das gonosomale Gen Amelogenin (AMEL). Zwar befindet sich sowohl auf dem X-Chromosom (AMELX), als auch auf dem Y-Chromosom (AMELY) je eine Kopie des Gens, einige Abschnitte innerhalb von AMELY unterscheiden sich jedoch aufgrund von Deletionen in ihrer Basenpaarlänge von AMELX. Durch den Einsatz von Primern deren Bindungsstelle für beide Genvarianten identisch ist, welche sich aber ca. 170 -200 bp vor den Deletionen befinden, können so zwei Genfragmente unterschiedlicher Länge amplifiziert werden. Sind nur die beiden weiblichen X-Chromosomen vorhanden, wird nur ein Fragment gleicher Länge amplifiziert. Ist anstelle eines der beiden X-Chromosomen ein Y-Chromosom vorhanden, wird zusätzlich ein zweites, kürzeres Fragment amplifiziert. Von allen 178 DNA-Proben sollen mittels der Primersysteme Amel_2 und Amel_3 (FONTANESI et al. 2008) die geschlechtstypischen Fragmentlängen amplifiziert werden. Hierbei wird jedem der beiden Forward-Primer ein spezifischer Farbstoff, ein sogenanntes Label (Cy5 und BMN6, biomers.net GmbH), angeheftet. Dieser macht die einzelnen DNA-Fragmente nach der späteren Gelelektrophorese farblich unterscheidbar. Jeder der beiden Marker für sich, würde schon eine zuverlässige Geschlechtsbestimmung ergeben. Durch den parallelen Einsatz beider Marker, die sich in ihrem Ergebnis ergänzen müssen, kann die korrekte Einschätzung des Geschlechts mit 99 % angenommen werden (FONTANESI et al. 2008).

Individualisierung der Feten durch spezifische Marker

Spezifische Marker wie z.B. Mikrosatelliten sind codominant vererbte, sich wiederholende DNA-Sequenzen von ein bis sechs Nukleotiden pro Motiv, die sich in selektionsneutralen, nicht Protein codierenden Bereichen der DNA befinden. In der Regel besteht ein Mikrosatellit aus fünf bis vierzig Wiederholungen solcher Motive. Da die Anzahl der Repetitionen an einem Locus variabel ist, die ihn flankierenden DNA-Sequenzen hingegen hoch konserviert

sind, stellt die Mikrosatellitenanalyse ein geeignetes Werkzeug für populationsgenetische Fragestellungen dar (LITT & LUTY 1989, TAUTZ 1989, WEBER & MAY 1989, SELKOE & TOONEN 2006). In diesem Teil der Untersuchung wurden mittels spezifischer Marker die Allele von acht verschiedenen Mikrosatelliten-Loci amplifiziert (SW742, KVL 9495, KVL 9807, TNFB, CGA, Swr1941, Sw24, Sw632). An jeden Forward-Primer wurde ein spezifischer Farbstoff angeheftet, um die unterschiedlichen Fragmente nach der Kapillarelektrophorese farblich unterscheiden zu können.

Individualisierung der Jagdstrecke durch spezifische Marker

Zusätzlich zu den oben genannten 8 Markern, wurden weitere 7 Mikrosatelliten (KVL 9129, S0090, SW936, Sw72, S0218, S0226, S0228) zur Individualisierung der Tiere der Jagdstrecke verwendet.

Polymerase-Kettenreaktion

Die Polymerase-Kettenreaktion (engl. Polymerase Chain Reaction, PCR; SAIKI et al. 1988) (Saiki et al., 1988) ist ein Labortechnisches Verfahren zur exponentiellen Vervielfältigung von DNA-Fragmenten. Hierbei wird die zu vervielfältigende DNA zunächst bei hohen Temperaturen denaturiert, was im Folgenden die spezifische Bindung eines Primers an die gewünschte Zielsequenz erlaubt. Abschließend duplizieren thermostabile DNA-Polymerasen den entsprechenden DNA-Abschnitt.

DNA-Fragmentgrößenbestimmung

Die Gelelektrophorese ist eine Methode zur Auftrennung von Molekülen nach ihrer Ladung und Größe in einem wie ein Sieb wirkendes Polysaccharid. Da DNA-Moleküle eine negative elektrische Ladung besitzen, wandern die Fragmente beim Anlegen einer Spannung durch eine Elektrolytlösung in Richtung der Kathode. Hierbei wandern kleine Moleküle in der gleichen Zeit schneller als größere Moleküle, was zu deren Auftrennung nach Größe führt. Für die Geschlechtsbestimmung der Feten wurde diese Methode genutzt.

Die Kapillarelektrophorese, (engl. Capillary Electrophoresis, CE) ist ebenfalls eine Methode zur Auftrennung von Molekülen nach Ladung und Größe. Allerdings ist die Auflösung der CE deutlich höher, als die der Gelelektrophorese. Daher eignet sie sich besser zur genetischen Individualisierung. Die Fragmentgrößen der PCR-Amplifikate wurden durch einen Beckman-Coulter® CEQ 8000, bzw. CEQ 8800 Kapillar-Sequenzierer ermittelt.

Aufbereitung der Rohdaten

Die Verarbeitung der Rohdaten erfolgte durch die Software GenomeLab™ GeXP 10.2 der Fa. Beckman-Coulter®. Diese berechnet anhand eines definierten Größenstandards alle detektierten Fragmentgrößen [Basenpaare = bp] der einzelnen Proben. Wies der Größenstandard Fehler auf, wurde die Probe wiederholt.

Zuweisungen von Elternschaften und effektive Populationsgröße

Die Zuweisung von Elternschaften, sowohl bei den Berechnungen möglicher multipler Vaterschaften, als auch bei der Jagdstrecke, wurden mit den Programmen Cervus 3.0.3 (MARSHALL et al. 1998, KALINOWSKI et al. 2007) und Colony 2.0.5.1 (WANG 2004, WANG & SANTURE 2009, JONES & WANG 2010) durchgeführt.

Auf Basis der berechneten Zuweisungsraten und den von Colony bestimmten fehlenden Eltern, können Rückschlüsse auf die Gesamtanzahl der in der Population vorkommenden Elterntiere gemacht werden. Diese dienen als Basis zur Bestimmung der reproduktiv aktiven Populationsgröße (N_{rep}). Sie beschreibt also den Anteil aller an der Reproduktion beteiligten Individuen und stellt damit nur einen Teil der Gesamtpopulation (N_{ges}) dar (WAPLES 1989).

Abschätzung der Gesamtpopulation und Populationsdichte

Die berechnete reproduktive Populationsgröße (N_{rep}) beschreibt nur einen Teil der Gesamtpopulation (N_{ges}). Derjenige Teil der Population, der nicht an der Reproduktion beteiligt ist, wird durch ($N_{non-rep}$) dargestellt. Die Gesamtpopulation berechnet sich wie folgt:

$$N_{rep} + N_{non-rep} = N_{ges}$$

Die Populationsdichte ergibt sich aus der Gesamtpopulation (N_{ges}) und der Größe des jeweiligen Untersuchungsgebiets in Quadratkilometern [km^2]:

$$\frac{N_{ges}}{x \text{ km}^2} * 100 = \frac{n}{1 \text{ km}^2}$$

Wobei

x = Größe der Gesamtfläche

n = Anzahl Individuen

Die durch die Jägerschaft Bremervörde bejagte Fläche beträgt ca. 480 km^2 , die der Jägerschaft Osterholz ca. 520 km^2 . Diese Größenangaben dienen als Grundlage für die Berechnungen der Populationsdichte.

Ergebnisse

Ergebnisse zum pränatalen Geschlechterverhältnis

Bei allen untersuchten 73 tragenden Bachen und bei 467 von 485 Föten (96,29 %), konnte das Geschlecht molekulargenetisch erfolgreich bestimmt werden. Dabei wurden 235 (48,45 %) männliche und 232 (47,84 %) weibliche Föten gefunden. Bei 18 Föten (3,71 %) konnte das Geschlecht nicht molekulargenetisch eindeutig bestimmt werden (Abb. 57).

Die klassische visuelle Geschlechtsbestimmung war dagegen nur bei 60,82 % der Föten erfolgreich. Davon waren 145 männlich und 150 weiblich. Bei 39,18 % war keine visuelle Geschlechtsbestimmung möglich. In drei Familien kam es darüber hinaus zu Abweichungen bei der Geschlechtsbestimmung. Visuell wurde jeweils ein Fötus als Weibchen bestimmt, die sich molekulargenetisch als männliche Feten darstellten.

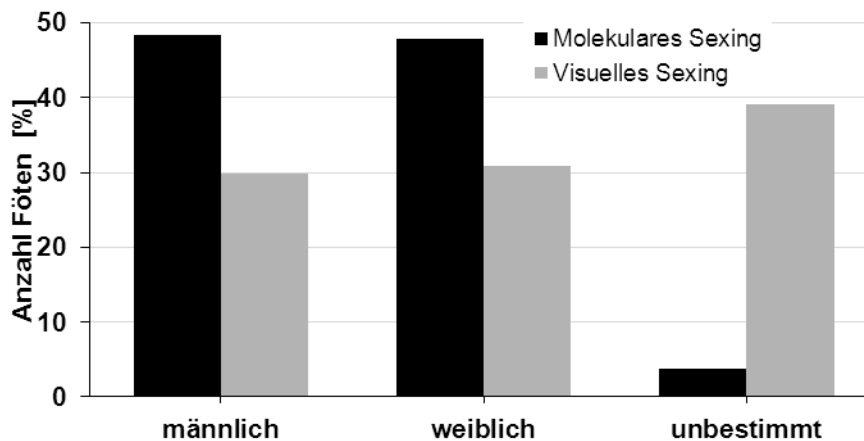


Abb. 57: Vergleich zwischen molekularer und visueller Geschlechtsbestimmung

Altersgruppenunabhängig konnten $6,7 \pm 2$ ($\bar{x} \pm SD$, $n = 73$) Föten mit minimal zwei und maximal elf Föten pro Tracht gefunden werden. Bei den Frischlingsbachen (AK 1) fanden sich im Schnitt $5,5 \pm 2,1$ ($\bar{x} \pm SD$, $n = 20$) Föten mit minimal zwei und maximal zehn Föten. Für Überläuferbachen (AK 2) konnten $7 \pm 1,7$ ($\bar{x} \pm SD$, $n = 29$) Föten mit drei bis zehn Föten pro Tracht und adulten Sauen (AK3) $7,4 \pm 2$ ($\bar{x} \pm SD$, $n = 21$) Föten zugewiesen werden, mit einem Minimum von zwei und einem Maximum von elf Föten. Mit zunehmendem Alter der

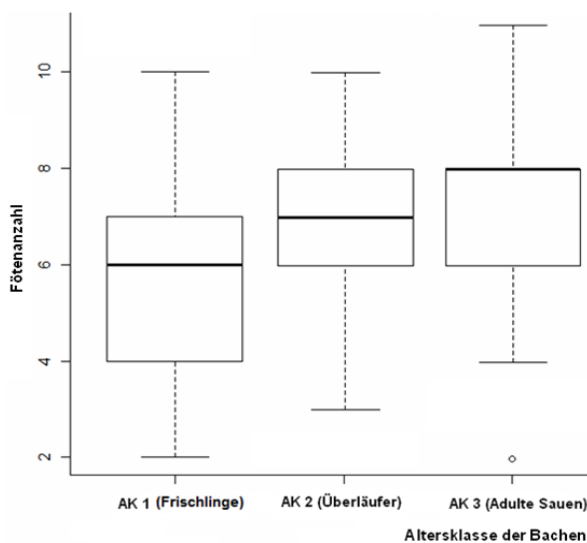


Abb. 58: Fötenanzahl für die drei Altersklassen (AK) der Bachen im Vergleich. Dargestellt sind Median, 1. und 3. Quantil sowie Minimum und Maximum

Bachen nahm die Fötenanzahl innerhalb einer Tracht zu (Abb. 58). Während zwischen den Altersklassen 1 und 2 (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test: $n = 20$; $V = 22$; $p = 0.01$), sowie zwischen den Altersklassen 1 und 3 (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test: $n = 20$; $V = 36$; $p = 0,032$) signifikante Unterschiede hinsichtlich der Fötenanzahl gezeigt werden konnten, unterschieden sich die Altersklassen 2 und 3 (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test: $n = 21$; $V = 71$; $p = 0,34$) nicht signifikant voneinander. Frischlingsbachen tragen demnach etwa 1,7 Föten weniger aus als subadulte und adulte Tiere, während diese sich hinsichtlich der Fötenanzahl nicht signifikant voneinander unterschieden.

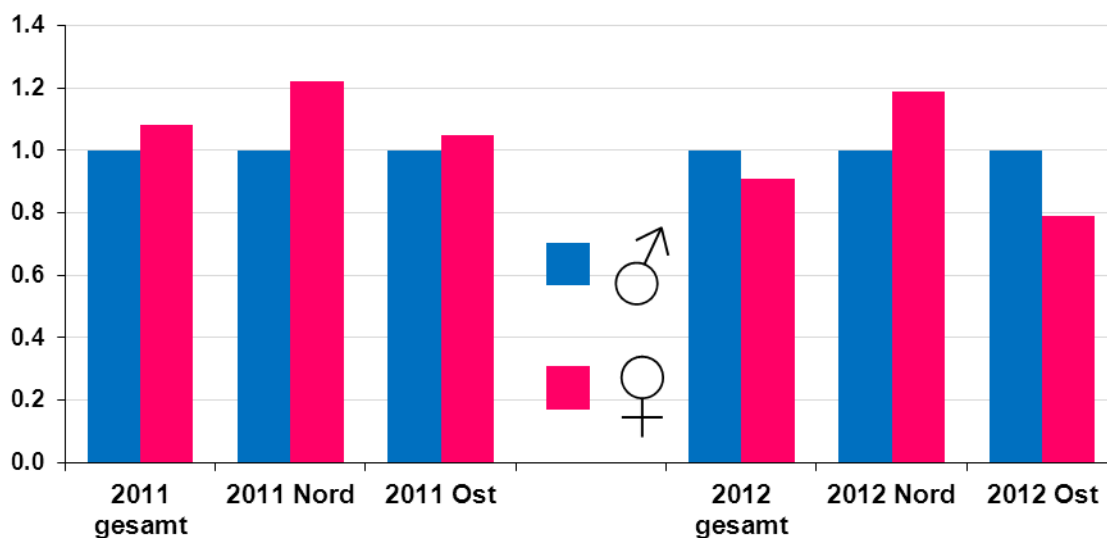


Abb. 59: Allgemeine pränatale Geschlechterverhältnisse in den Jagdjahren 2011/12 ($N = 154$) und 2012/13 ($N = 325$), Nord = Untersuchungsgebiet Bremervörde-Stader Geest, Ost = Untersuchungsgebiet Ostniedersachsen

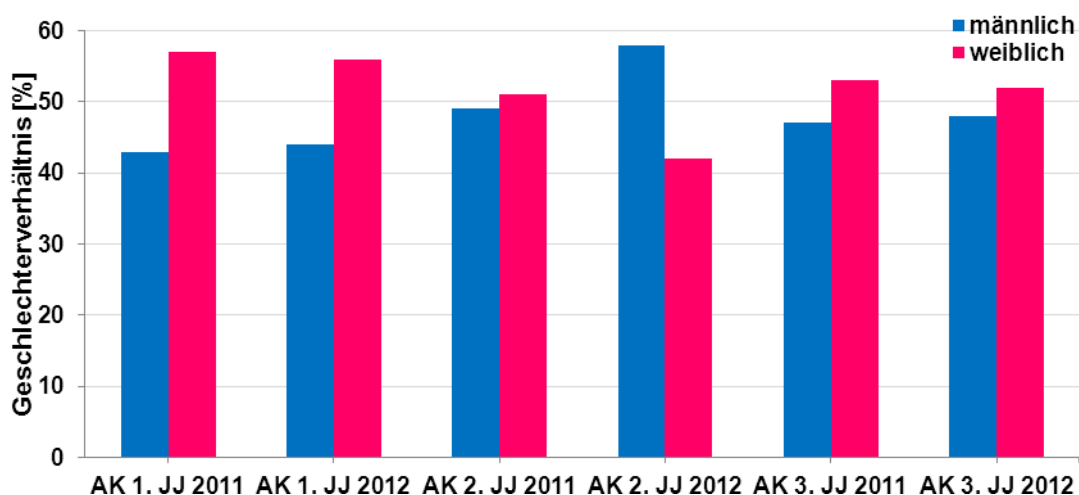


Abb. 60: Pränatales Geschlechterverhältnis in Abhängigkeit des Alters der tragenden Bache

Im Jagdjahr 2011 war das Geschlechterverhältnis von 1:1,08 (m:f) mit einem Anteil von 51,95 % leicht zu den weiblichen Föten verschoben. Im Jagdjahr 2012 mit 52,31 % und einem Geschlechterverhältnis von 1:0,91 ließ sich eine leichte Dominanz der Männchen erkennen (Abb. 59). Es bestand jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden

untersuchten Jagdjahren (Wilcoxon-Rangsummentest: $n_1 = 154$; $n_2 = 325$; $W = 0$; $p = 1$) und somit auch keine Abweichung von einem Geschlechterverhältnis von 1:1. Ein deutlicher Unterschied wird jedoch sichtbar, wenn man sich die beiden Teiluntersuchungsgebiete Nord (LR5, Bremervörde/Stader Geest) und Ost (LR1, Ostniedersachsen) betrachtet.

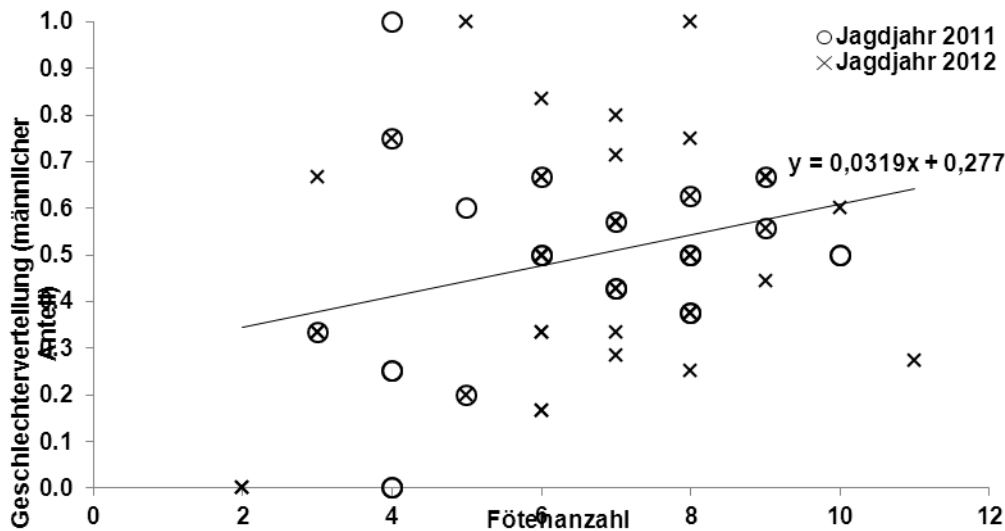


Abb. 61: männlicher Anteil am Geschlechterverhältnis und Fötanzahl pro Tracht

Im Untersuchungszeitraum waren für die Altersklassen 1 und 3, sowie in Altersklasse 2 im Jagdjahr 2011, leicht weiblich dominierte Geschlechterverhältnisse zu beobachten. Für die Überläuferbachen im Jagdjahr 2012 lag ein leicht zu den Männchen verschobenes Geschlechterverhältnis vor (Abb. 60). Insgesamt fand sich jedoch weder ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem pränatalen Geschlechterverhältnis und dem Alter der Bachen (Spearman's Rangkorrelationskoeffizient: $n = 70$; $\rho = 0.125$; $p = 0.33$), noch zwischen dem pränatalen Geschlechterverhältnis und dem Alter der Föten (Spearman's Rangkorrelationskoeffizient: $n = 70$; $\rho = -0.02$; $p = 0.88$).

Für den Untersuchungszeitraum fand sich jedoch über alle Altersklassen hinweg eine Korrelation zwischen der Fötanzahl und dem Geschlechterverhältnis (Spearman's Rangkorrelationskoeffizient: $n = 70$; $\rho = 0.259$; $p < 0.03$). Mit steigender Fötanzahl pro Wurf, stieg auch der männliche Anteil des Geschlechterverhältnisses an (Abb. 61).

Ergebnisse der multiplen Vaterschaften

Von den 35 analysierten Familien entstammten 12 Bachen der AK 1 (Frischlinge), 16 Bachen der AK 2 (Überläufer) und weitere fünf Bachen der AK 3 (Adult) (Abb. 62). Die Wurfgröße der analysierten Familien betrug innerhalb der Altersklasse 1 (Frischlinge) durchschnittlich 4,75 Föten pro Wurf. In Altersklasse 2 (Überläufer) konnten im Schnitt 7 Föten und in der Altersklasse 3 durchschnittlich 6,29 Föten pro Wurf gefunden werden (Abb. 63).

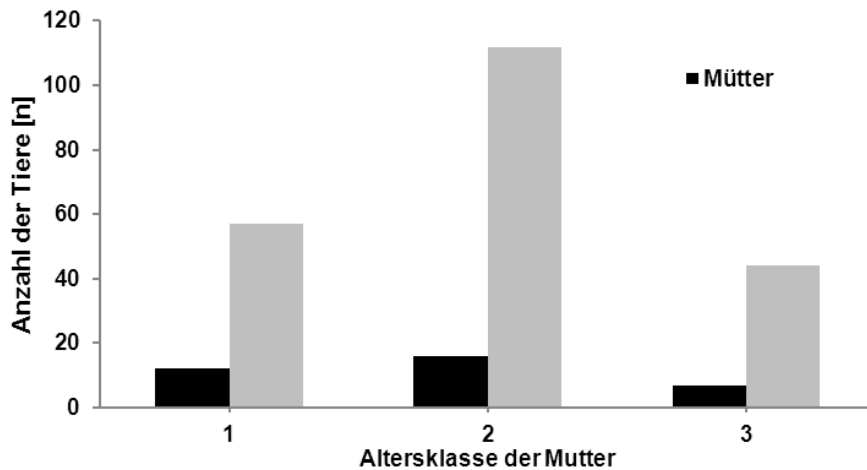


Abb. 62: Anzahl untersuchter tragender Bachen und deren Föten pro Altersklasse

Durch den Einsatz der Softwarepakete *Cervus* 3.0.3 und *Colony* 2.0.5 konnte das Auftreten multipler Vaterschaften bei mehreren der untersuchten Bachen gezeigt werden. Mit Hilfe des Softwarepakets *Cervus* konnte in 7 von 35 Uteri Föten nachgewiesen werden, die zu den übrigen Föten des gleichen Wurfs keinen Vollgeschwisterstatus aufwiesen. Da ein Individuum nur maximal 2 Allele an einem Locus vererben kann, lassen sich Föten, die an mindestens zwei Loci weitere Allele aufwiesen, nicht durch die bei Mikrosatelliten üblicherweise mit 10^{-3} – 10^{-4} relativ selten auftretenden Mutationsereignisse, sondern nur durch das Vorhandensein mindestens eines weiteren, zusätzlichen Vaters erklären. In einem der Fälle mußten sogar zwei zusätzliche Väter angenommen werden (d.h. 8 Vaterschaften in 7 von 38 Uteri). Zieht man nicht nur die offensichtlichen multiplen Vaterschaften in Betracht, d.h. die Loci, die insgesamt mehr als 4 Allele aufweisen, sondern auch noch die verdeckten, so konnten, mittels des Softwarepakets *Colony*, in 11 der 35 Uteri multiple Vaterschaften nachgewiesen werden. Verdeckte multiple Vaterschaften meint hier, anstatt Kombinationen von Allelen für einen möglichen Vater anzunehmen, die aber, auf Grund der Verteilung der Allele in der Population, extrem unwahrscheinlich sind, einen weiteren genetischen Vater als wahrscheinlichere Erklärung anzunehmen. Unabhängig von dem betrachteten Modell jedoch, stellen multiple Vaterschaften in mindestens einem Fünftel der untersuchten Uteri keine Ausnahme, sondern eher die Regel dar. Dementsprechend verhalten sich ein Teil der untersuchten Bachen ebenso wie die Männchen polygam.

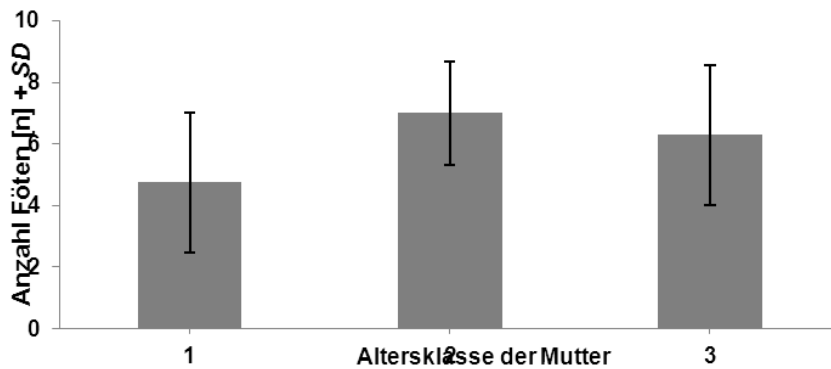


Abb. 63: Mittlere Wurfgröße in Abhängigkeit der mütterlichen Altersklasse. Für die Familien bekannten Alters ist die jeweilige Standardabweichung (SD) in beide Richtungen aufgetragen.

Populationsdichtebestimmung

Es konnten aus der Jagdstrecke beider Untersuchungsjahre 169 Frischlinge, davon 82 männlich und 87 weiblich, zudem 46 Überläuferbachen, 31 Überläuferkeiler, 23 adulte Bachen und 10 adulte Keiler erfolgreich genotypisiert werden. Das Geschlechterverhältnis lag mit auf Seiten weiblicher Tiere. Darüber hinaus lag ein Übergewicht auf Seiten jüngerer Tiere (Abb. 64). Um die Populationsdichte zu bestimmen, muss zunächst die Größe der Gesamtpopulation (N_{ges}) bestimmt werden. Die mit *Cervus* und *Colony* berechnete reproduktive Populationsgröße (N_{rep}), also jene Tiere, die an der Reproduktion teilnehmen, wurde anhand der berechneten Zuweisungsrate im Mittel auf 230 Tiere im Jagdjahr 2011 und auf 150 Tiere im Jagdjahr 2012 errechnet. Die reproduktive Populationsgröße stellt aber nur einen, wenn auch den wesentlichen Teil der Gesamtpopulation dar. Zusätzlich muß ein bestimmter Anteil Individuen ($N_{non-rep}$) angenommen werden, die sich nicht an der Reproduktion teilgenommen haben. Dies können Mitglieder aller Altersgruppen sein. Um eine Überschätzung der Gesamtpopulation (N_{ges}) zu vermeiden, wurde im vorliegenden Fall angenommen, dass jede Bache die an der Reproduktion beteiligt ist, im Durchschnitt nur etwa 2 Frischlinge hat. Zuzüglich werden 50 subadulte und adulte Tieren angenommen, die nicht zur Fortpflanzung beitragen. Die berechneten Werte für die Gesamtpopulation lägen demnach bei ca. (N_{ges}) = 590 im Jagdjahr 2011 und (N_{ges}) = 400 im Jagdjahr 2012. Die Populationsdichte würde dementsprechend 1,2 Wildschweine pro km^2 im Jagdjahr 2011 bzw. 0,8 Wildschweine pro km^2 im Jagdjahr 2012 im von der Jägerschaft Bremervörde betreuten Gebiet betragen.

In den Revieren der Jägerschaft Osterholz konnten aus der Jagdstrecke der beiden Untersuchungsjahre 31 männlichen und 43 weiblichen Frischlingen, 13 Überläuferbachen, 16 Überläuferkeilern, 11 adulten Bachen und 6 adulten Keilern genotypisiert werden. Auch in der Jägerschaft Osterholz lag das Geschlechterverhältnis ebenfalls auf Seiten weiblicher

Tiere. Und ebenso wie im Untersuchungsgebiet Bremervörde lag ein Übergewicht auf Seiten jüngerer Tiere (Abb. 65).

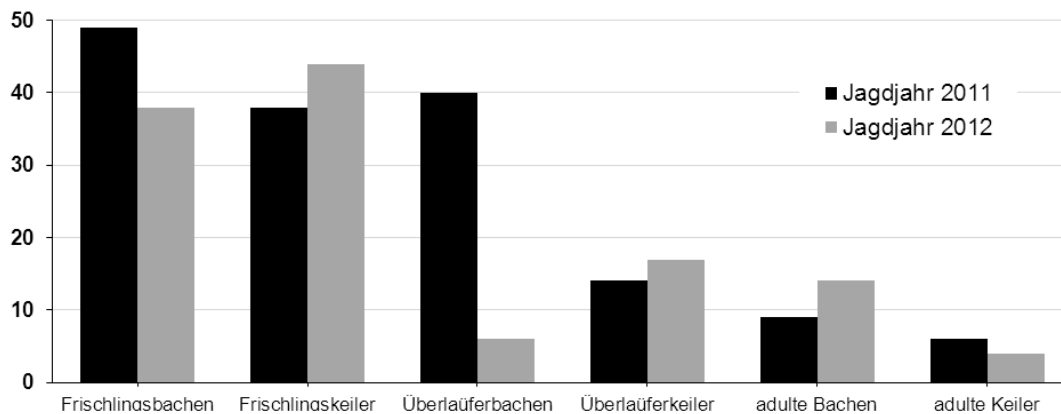


Abb. 64: Verteilung der Alters- und Geschlechterklassen der beprobten Jagdstrecken der Jagdjahre 2011 und 2012 (n = 282) der Jägerschaft Bremervörde

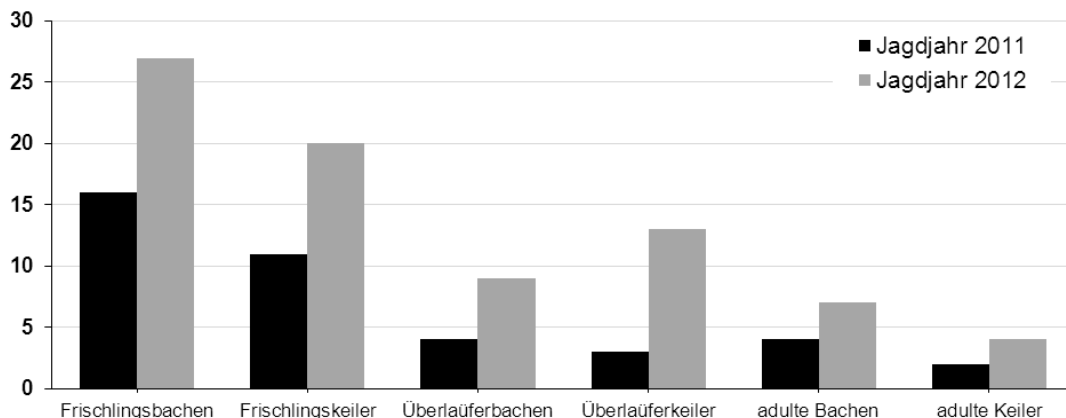


Abb. 65: Verteilung der Alters- und Geschlechterklassen der beprobten Jagdstrecken der Jagdjahre 2011 und 2012 (n = 120) der Jägerschaft Osterholz

Im Jagdjahr 2011 konnten keine der 15 untersuchten Bachen in der Jägerschaft Osterholz einem der 49 zur Verfügung stehenden Frischlinge als Mutter zugewiesen werden. Daher waren Berechnungen der Anzahl im Untersuchungsgebiet vorkommender Elternschaften nicht möglich. Dementsprechend konnten auch keine Aussagen bezüglich der Populationsdichte für das Jagdjahr 2011 gemacht werden. Für das Jagdjahr 2012 konnte anhand der Zuweisungsraten eine Mittlere reproduktive Populationsgröße (N_{rep}) von ca. 130 berechnet werden. Auch hier wurde mit 2 Frischlingen je Bache und 50 nichtreproduktiven Tieren gerechnet. Für das Jagdjahr 2012 ergab sich für die JS OHZ somit eine (N_{ges}) = 360. Bei einer bejagbaren Fläche von 520 km² ergäbe sich eine Populationsdichte von 0,68 Wildschweinen pro km².

Diskussion

Pränatales Geschlechterverhältnis

Klassische visuelle Geschlechtsbestimmungen bei Föten sind sowohl post- als auch pränatal möglich. Molekulargenetische Methoden für die Geschlechtsbestimmung haben sich in den vergangenen Jahren aber als sicherer und effektiver im Umgang herausgestellt, da im Vergleich das Risiko einer Fehlbestimmung deutlich geringer ist (FONTANESI et al. 2008). Die beobachteten Abweichungen zwischen molekularem und visuellem Sexing bezüglich der Geschlechter sind daher eher auf Fehler bei der Probenentnahme und der visuelle Geschlechtsbestimmung zurückzuführen, da insbesondere die parallele Verwendung von AMEL_2 und AMEL_3 jedes der molekularen Ergebnisse doppelt abgesichert hat. Obwohl sich die visuelle Geschlechtsbestimmung gegenüber dem molekularen Sexing als die kostengünstigere und zeitsparendere Methode darstellt, ist die visuelle Geschlechtsbestimmung für pränatale Fragestellungen weniger gut geeignet, da eine Aussage über das Geschlecht bei Embryonen in einem frühen Entwicklungsstadium nicht oder nur sehr schwer möglich ist. Über die visuelle Geschlechtsbestimmung konnte im Vergleich zur molekularen Sexing-Methode deshalb nur bei 60,82 % der Föten das Geschlecht bestimmt werden. Jedoch kann die Rate der optischen Geschlechtsbestimmung auch weitaus geringer ausfallen. Andere Untersuchungen konnten lediglich 29,3 % (n = 481) der Föten ab einem Alter von 40 Tagen bestimmen (FONSECA et al. 2011). Die in dieser Arbeit angewendete molekulargenetische Methode konnte bei 96,29 % der untersuchten Föten die Geschlechter erfolgreich zuweisen. Zudem bietet das molekulare Sexing die Möglichkeit, die Versuche jederzeit zu wiederholen, während dies bei visuellen Untersuchungen nur erschwert möglich ist. Insgesamt ist ein molekulares Sexing als sichere und effektive Methode gegenüber der visuellen Geschlechtsbestimmung vorzuziehen

Altersgruppenunabhängig konnten mit der vorliegenden Studie im Schnitt 6,7 Föten pro Tracht ermittelt werden und stehen damit in Übereinstimmung mit Trachtenuntersuchungen im südöstlichen Niedersachsen aus den Jagdjahren 2004 und 2005, die durchschnittlich 6,5 Föten pro Tracht ergaben (GETHÖFFER et al. 2007). Der Anstieg von 0,2 Föten pro Tracht ist aber eher nicht als generelle Steigerung des Reproduktionspotentials zu verstehen, sondern wahrscheinlicher durch saisonale Schwankungen zu erklären. Vergleicht man die unterschiedlichen Altersgruppen beider Untersuchungen miteinander, lassen sich ebenfalls keine signifikanten Abweichungen hinsichtlich der Trachtengröße erkennen. Deutliche Unterschiede zwischen den Trachtengrößen lassen sich nur bei den Frischlingsbächen finden. Diese haben sowohl in der vorliegenden Studie, als auch in den Untersuchungen von GETHÖFFER (2007), im Schnitt 2,5 - 3,5 Föten weniger, als Überläuferbächen oder mehrjährige Bächen. Mit sieben Föten pro Tracht bei den Überläuferbächen bzw. 7,4 bei den adulten

Bachen in dieser Studie, und 7,4 bzw. 8,1 Föten pro Tracht in der Untersuchung von 2004/2005, können kaum noch nennenswerte Größenunterschiede gefunden werden. Diese Resultate zeigen zum einen, dass sich nur noch geringe Unterschiede hinsichtlich des Reproduktionspotentials bei den Überläuferbachen und den adulten Tieren finden lassen. Zum anderen sind die Trachtengrößen in den vergangenen acht Jahren in allen Altersgruppen auffallend konstant. Unter der Voraussetzung, dass eine ganzjährig ausreichende Nahrungsverfügbarkeit herrscht, könnte dies bedeuten, dass die Trachtengrößen unter den gegebenen Bedingungen eine maximale Größe erreicht haben. Dieses deutet darauf hin, dass die untersuchten Schwarzwildpopulationen der verschiedenen Regionen Niedersachsens unter den gegebenen Bedingungen eine milden Klimas und ganzjährig günstiger Verfügbarkeit an Nahrung, Wasser und Deckung das Maximum an biologisch möglicher Reproduktionsleistung ausschöpfen. Zuwachs der Population wird unter den derzeitigen Bedingungen daher anscheinend ausschließlich über das Geschlechterverhältnis gesteuert: In besonders hohen Populationsdichten werden überwiegend männliche Nachkommen produziert (vergl. Abb. 59, Ost 2012), während in Jahren oder Regionen mit Populationsdichten unter einem nicht identifizierbaren Schwellenwert vermehrt weiblich Feten in den Trachten zu finden sind (vergl. Abb. 59, Ost 2011, Nord 2011+2012 Ost), also vermehrt zukünftige Reproduktionsträger produziert werden

steuerung des Zuwachses durch GV: in Jahren mit geringerer Population (oder in Regionen) werden mehr weibliche Frischlinge produziert, um auch in Zukunft verstärkt Vermehrungsträger in der Population zu haben

Die Trachtengröße beim Wildschwein hängt vor allem vom Alter und Gewicht der Bachen ab (GETHÖFFER et al. 2007, SERVANTY et al. 2007). Zudem zeigen die vorliegenden Ergebnisse einen Anstieg männlicher Föten mit steigender Trachtengröße. Dies lässt vermuten, dass insbesondere subadulte und adulte Weibchen vermehrt in Söhne investieren. Die höheren Reproduktionsraten dieser beiden Altersklassen könnten folglich zu einem steigenden männlichen Geschlechterverhältnis führen. Es lässt sich allerdings kein Zusammenhang zwischen dem Alter und Gewicht der Bachen und Veränderungen im pränatalen Geschlechterverhältnis finden und auch über die Tragzeit hinweg sind keine solchen Veränderungen zu beobachten. Dagegen kann die soziale Stellung des maternalen Elterntiers das Geschlechterverhältnis des Nachwuchses beeinflussen, wobei ranghöhere, meist ältere Tiere mehr Söhne hervorbringen, als rangniedrigere Tiere (CLUTTON-BROCK & IASON 1986). Vergleichbare Untersuchungen konnten ebenfalls eine Zunahme männlicher Föten innerhalb einer Tracht bei älteren Individuen sowohl beim Schwarzwild (GETHÖFFER et al. 2007) als auch bei anderen Arten beobachten (KRATOCHVÍL et al. 1986, LANDETE-CASTILLEJOS et al. 2004), während andere Untersuchungen bei Wild- (SERVANTY et al. 2007) und Hausschwein (GÓRECKI

2003) ein Absinken des männlichen Anteils bei gleichzeitigem Anstieg der Fötenzahlen pro Tracht zeigten.

Nachweis multipler Vaterschaften

Mit dieser Untersuchung konnte zum ersten Mal der Nachweis für das Auftreten multipler Vaterschaften in einer deutschen Wildschweinpopulation erbracht werden. Damit bestätigen die vorliegenden Ergebnisse die Untersuchungen von DELGADO et al. (2008), POTEAUX et al. (2009) und GAMELON et al. (2013). Es scheint jedoch, als sei das Auftreten multipler Vaterschaften häufiger, als bisher angenommen. Während DELGADO et al. (2008) lediglich in einem, in der Simulation zur Wahrscheinlichkeitsberechnung herangezogenen, schwachen 80 % Konfidenzintervall mittels *Cervus* 2.0 eine multiple Vaterschaft in einer von neun untersuchten Familien nicht ausschließen konnten, wiesen POTEAUX et al. (2009) in zwei von 21 Würfen konkrete Fälle multipler Vaterschaften nach. Da sich bei 35 untersuchten Familien in dieser Studie sieben Fälle multipler Vaterschaften nachweisen ließen, zwei davon mit mindestens drei unterschiedlichen Vätern pro Wurf, muss davon ausgegangen werden, dass multiple Vaterschaften bei europäischen Wildschweinen verbreiteter sind, als bisher angenommen. Darüber hinaus gibt es, bedingt durch die Wahrscheinlichkeit verdeckter multipler Vaterschaften, einen hinreichenden Grund anzunehmen, dass die tatsächliche Anzahl noch höher ist. Um jedoch gesicherte Aussagen darüber machen zu können, ob die in dieser Studie beobachteten 20 % multipler Vaterschaften auch auf andere deutsche Populationen übertragbar ist, müssten mehr Daten aus anderen Populationen erhoben und die Stichprobe vergrößert werden. Unabhängig davon sollten jedoch die hier gewonnenen Erkenntnisse bereits bei zukünftigen populationsgenetischen oder populationsdynamischen Untersuchungen beim Wildschwein berücksichtigt werden.

Populationsdichtebestimmung

Ein zentraler Punkt im Zusammenhang mit den stetig steigenden Wildschweinbeständen, ist die Suche nach geeigneten Lösungsansätzen für eine zuverlässige Abschätzung der aktuellen Populationsdichten. In Anbetracht der Tatsache, dass nur ca. jedem dritten Frischling ein Elterntier der Jagdstrecke zugewiesen werden konnte und auch mehr als zwei Dritteln aller adulten Tiere keine Elternschaft an einem Frischling der Jagdstrecke nachgewiesen werden konnte, muss davon ausgegangen werden, dass der tatsächliche Bestand, sowohl an Frischlingen als auch an Adulten und Überläufern, höher ist, als es an Hand des vorliegenden Probenvolumens zu vermuten wäre.

Anhand der Zuweisungsraten der Eltern wurde versucht eine Einschätzung der Gesamtpopulationsgröße (N_{ges}) im Untersuchungsgebiet vorzunehmen. Alle zwei Berechnungsansätze von *Cervus* und *Colony* kamen zu ähnlichen Ergebnissen und liegen, zumindest im Jagdjahr

2011, etwa 50 % über dem der überhaupt zur Verfügung stehenden Gesamtstichprobenzahl der Jagdstrecke. Ein Gesamtbestand von mindestens 600 Tieren stellt eine durchaus realistische Annahme dar. Die hieraus eher konservativ abgeleitete Populationsdichte von etwa 0,8 – 1,2 Tieren pro km² dieser Studie kann somit als der Bestand betrachtet werden, der mindestens im Untersuchungsgebiet vorkommen muss. Würde man von jährlichen Reproduktionsraten von ca. 200-250% ausgehen, wie sie mehrfach beschrieben wurden (GETHÖFFER et al. 2007, BRIEDERMANN 2009), wäre die Bestandsdichte ungleich höher. Im Jagdjahr 2012 sind die Einschätzung des Grundbestandes und die Gesamtstichprobenzahl der Jagdstrecke mit ca. 400 Tieren nahezu identisch. Dies würde bedeuten, dass die gesamte Population abgeschöpft worden wäre. Es dürfte sich hierbei aber eher um eine erhebliche Unterschätzung des tatsächlichen Grundbestandes handeln, der durch ein zu kleines Probenaufkommen im Jagdjahr 2012 verursacht wird. Ohne die Ergänzungen des Jagdjahres 2011 durch die Proben aus dem Jagdjahr 2012, kommt es zu einer vergleichbaren Unterschätzung des Bestandes. Dies zeigt die Wichtigkeit sowohl eines hinreichend großen Probenaufkommens, als auch die zwingende Notwendigkeit, Studien wie die vorliegende, über deutlich mehr als zwei Jagdjahre durchzuführen.

Bedenkend dieser Einschränkungen, lässt sich die Populationsdichte im Gebiet der Jägerschaft Bremervörde am unteren Ende vergleichbarer Studien einordnen, in denen Dichten zwischen drei bis zehn Tieren pro km² berechnet wurden (SPITZ & JANEAU 1990, BOITANI et al. 1995b, MASSEI et al. 1997b, KUITERS & SLIM 2002, FERNÁNDEZ-LLARIO et al. 2003, FERNÁNDEZ-LLARIO et al. 2004, HEBEISEN et al. 2008, MÜLLER & BRÜN 2012). Dies bedeutet, dass problematisch anzusehende Bestandshöhen in den Revieren der Jägerschaft Bremervörde gegenwärtig scheinbar nicht bestehen. Ferner können, zumindest für den Untersuchungszeitraum und an Hand der vorliegenden Proben, leicht rückläufige Bestandsdichten angenommen werden, was auch die Streckenzahlen und der Jagdindex in diesem Zeitraum nahelegen.

Da es aufgrund des geringen Probenaufkommens in der Jägerschaft Osterholz und den daraus resultierenden fehlenden Elternschaftszuweisungen bei den Bachen im Jagdjahr 2011 nicht möglich war Bestandsdichten zu berechnen, und für das Jagdjahr 2012 nur 80 Proben vorlagen, kann nur schwerlich gesagt werden, ob eine Populationsdichte von 0,68 Tieren pro km² in 2012 eine realistische Annahme darstellt.

10. Schwarzwildstrecken in Niedersachsen

Für die Streckenauswertungen wurden Daten des Niedersächsischen Ministeriums für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Forstabteilung) und des Nds. Forstplanungsamtes verwendet.

Die Streckenauswertungen erfolgten auf folgenden Ebenen:

- Bezirke der LjN (ehemalige niedersächsische Regierungsbezirke)
- Landkreise
- Naturräume

Zur besseren Vergleichbarkeit der Wildschweinstrecken der einzelnen regionalen Vergleiche (ehemalige Regierungsbezirke, Landkreise, Naturräume) werden die Strecken jeweils auf Flächeneinheiten (je km² bejagbarer Fläche) bezogen, d.h. als Streckendichten bzw. „hunting index“ HI dargestellt. Zusätzlich werden die Jahresstrecken auch auf die reine Waldfläche als eigentlicher Lebensraum der Wildschweine bezogen (je km² Waldfläche).

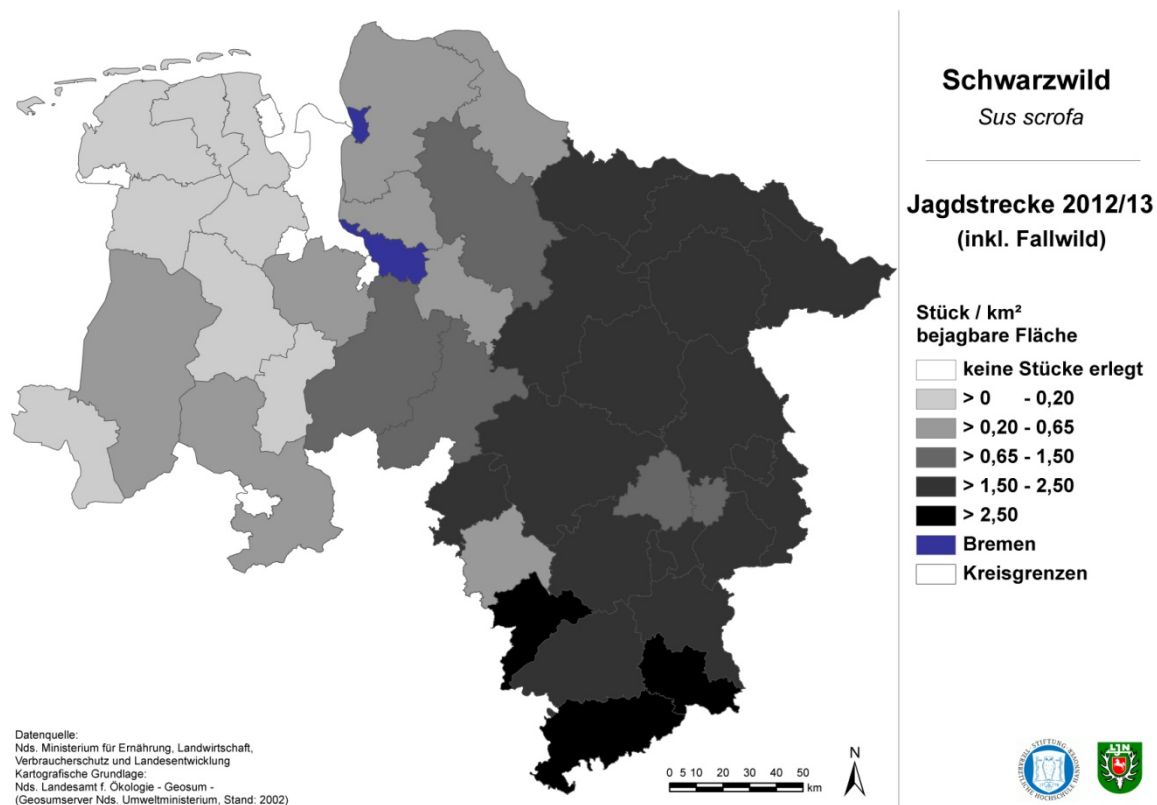


Abb. 66: Sauenstrecke incl. Fallwild (je km² Jagdfläche, Landkreisebene) in Niedersachsen im JJ 2012/13

Die Streckenstrukturen wurden für die Gesamtstreck und Strecke auf den Landesforstflächen analysiert. Die Jagdstrecken der fiskalischen Reviere wurden zusätzlich aufgeschlüsselt nach angewandten Jagdarten ausgewertet.

Im Jagdjahr 2010/11 betrug die Schwarzwildstrecke in Niedersachsen 55.295 Sauen. Das entspricht einer Zunahme von 10,4 % gegenüber der Vorjahresstrecke und ist somit die zweithöchste Jagdstrecke die jemals in Niedersachsen erzielt wurde. Insbesondere im Süden Niedersachsens kam es zu einer stärkeren Streckensteigerung, während die Strecken im übrigen Niedersachsen weitgehend stabil blieben. In den Folgejahren schwankte die Jagdstrecke um -30,5 % (JJ2011/12 = 38.350 Sauen, Abb. 66, landesweite Abnahme bis auf Ostfriesland) und +30,0% (JJ2012/13 = 49.881 Sauen, landesweite Zunahme, Abb. 67) sehr stark. Auch im Jagdjahr 2013/14 ist ein starker Rückgang der Jagdstrecke beobachtet worden. Die tatsächlichen Zahlen liegen bei Berichtserstellung aber leider noch nicht vor.

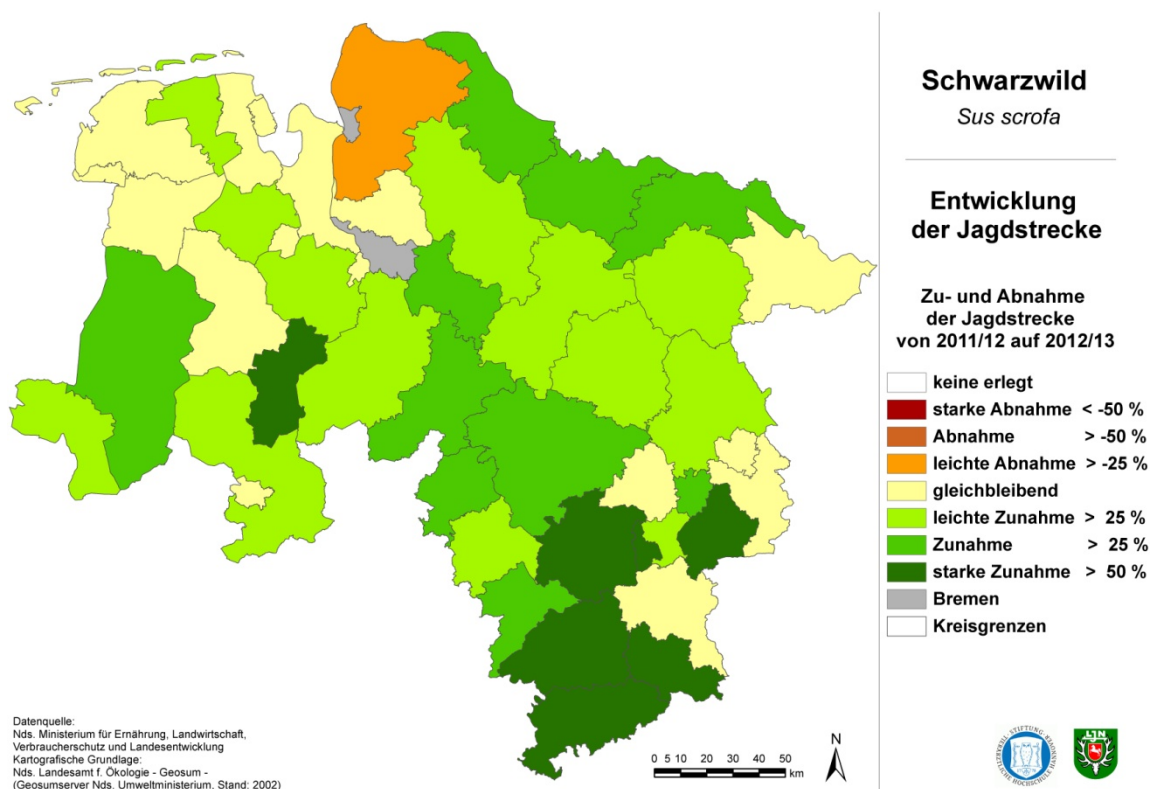


Abb. 67: Prozentuale Veränderung der Sauenstrecken im JJ 2012/13 zur Vorjahresstrecke (erlegte Sauen /km² bejagbarer Fläche, incl. LFV, incl. Fallwild) in den niedersächsischen Landkreisen

Im 10-jährigen Vergleich haben nahezu alle niedersächsischen Landkreise (abgesehen von den LK Wesermarsch und Aurich) einen starken Streckenzuwachs erfahren. Insgesamt ist langfristig immer noch eine steigende Tendenz zu beobachten. So ist die Jagdstrecke im 5-Jahres-Mittel jedes Jahrzehnt um 50-80% angestiegen und hat sich seit Ende der 1950 er Jahre verzehnfacht (Abb. 68).

Die stets zu beobachtenden Schwankungen der jährlichen Schwarzwildstrecken (Abb. 68) haben verschiedene Ursachen. Beispielsweise wirken sich jährlich schwankende Bejagungsaktivitäten und -intensitäten sowie Witterungslagen auf den jagdlichen Erfolg aus. So können einige verregnete Vollmondphasen während der Hauptjagdzeit im Herbst/ Winter

die Gesamtstrecke erheblich verringern. Auch Feldschäden im Revier oder die drohende Schweinepest verstärken die Aktivität der einzelnen Jäger. Darüber hinaus sind jagdliche Absprachen einschließlich der Freigabe oder Schonung einzelner Altersklassen hinsichtlich der Höhe der Jagdstrecke und ihrer Altersstruktur mitbestimmend. Die Schwankungen in der jährlichen Jagdstrecke können auch Ausdruck jährlich unterschiedlicher Reproduktionsraten der Bachen sein. Krankheiten (z.B. Schweinepest und andere Wildkrankheiten) sowie Zu- und Abwanderung juveniler und mittelstarker Sauen spielen insbesondere in kleinen Sauenbeständen eine zusätzliche Rolle.

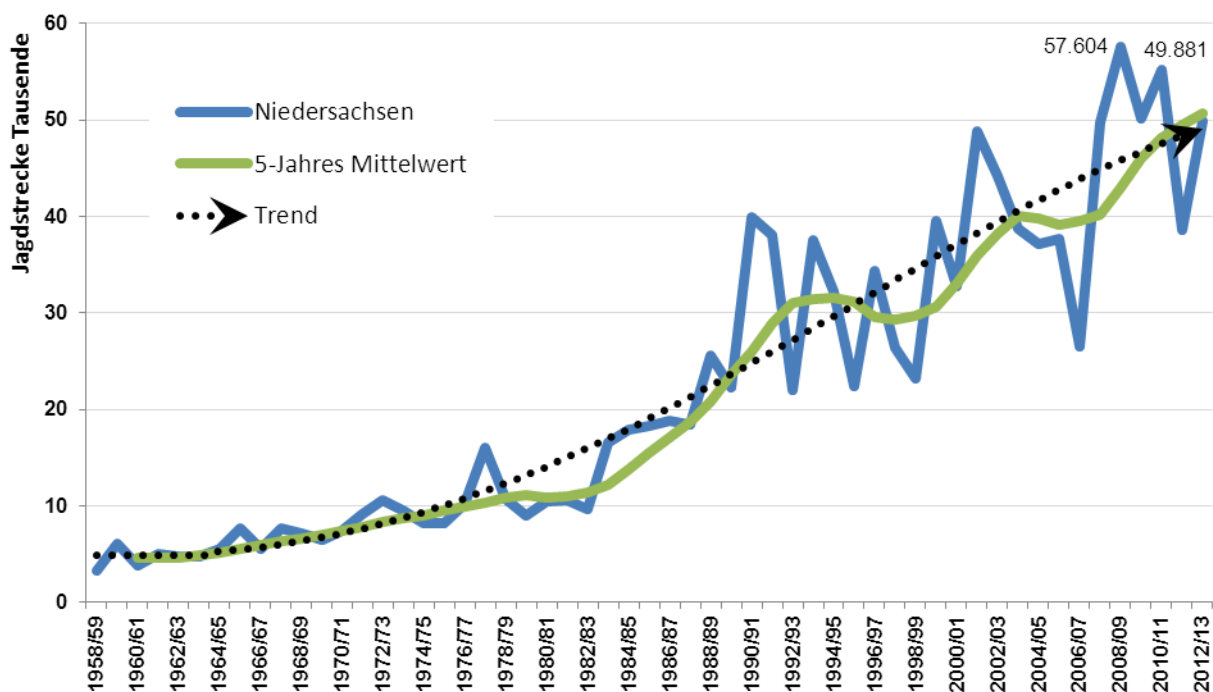


Abb. 68: Entwicklung der offiziellen Jagdstrecken in Niedersachsen

Die Schwarzwildstrecken und somit auch die Bestände sind weiterhin auf einem sehr hohen Niveau. Kurzzeitige Streckenrückgänge in den letzten Jahren dürften durch schlechtere Bejagbarkeit des Schwarzwildes in den entsprechenden Wintern zurückzuführen sein, da die Sauen wegen der zumeist besseren Nahrungsverfügbarkeit (keine Fehlmastjahre) und des milden Herbstwetters die Kirrungen weniger häufig aufsuchten. Entsprechend seltener konnten die Sauen auch an den Kirrungen erlegt werden. Zudem ist ein Lerneffekt der Leitbachen zu beobachten, so dass aufgrund der Erfahrungen dieser Stücke die Bejagbarkeit immer schwieriger wird (siehe auch MÜLLER 2009). Im Jagdjahr 2013/14 ist tatsächlich ein geringerer Frischlingsbestand aufgrund des langen Winters 2012/13 zu beobachten gewesen, so dass hier vermehrt kleinere Frischlinge aus Folgewürfen beobachtet wurden. Zusätzlich war die Bejagung im Herbst/Winter durch mildes Wetter und stellenweise starke Eichelmast erschwert. Somit wird die Jagdstrecke im vergangenen Jagdjahr abermals recht

niedrig ausgefallen sein, was dennoch kein Grund zu einer verhaltenen Bejagung des Schwarzwildes sein darf!

Selbst mit der nötigen kritischen Betrachtung all dieser Einflussfaktoren kann aus den jährlichen Strecken die Bestandsentwicklung nur trendweise beschrieben und letztlich auch die Zusammensetzung der verbliebenen Population hinsichtlich der Altersklassenanteile nur grob bestimmt werden.

Schwarzwildstrecken in den vier Bezirken der LNJ

Seit einigen Jahren halten sich die Strecken in Niedersachsen stark schwankend auf einem sehr hohen Niveau. In allen ehemaligen niedersächsischen Regierungsbezirken sind die Streckenzahlen (ohne Fallwild) im JJ2012/13 im Vergleich zum Vorjahr wieder gestiegen (Abb. 69). Im ehem. Regierungsbezirk Lüneburg wurden 19.718 Sauen erlegt, in Braunschweig 15.559 Sauen, in Hannover 10.311 Sauen und in Weser-Ems 2.088 Sauen.

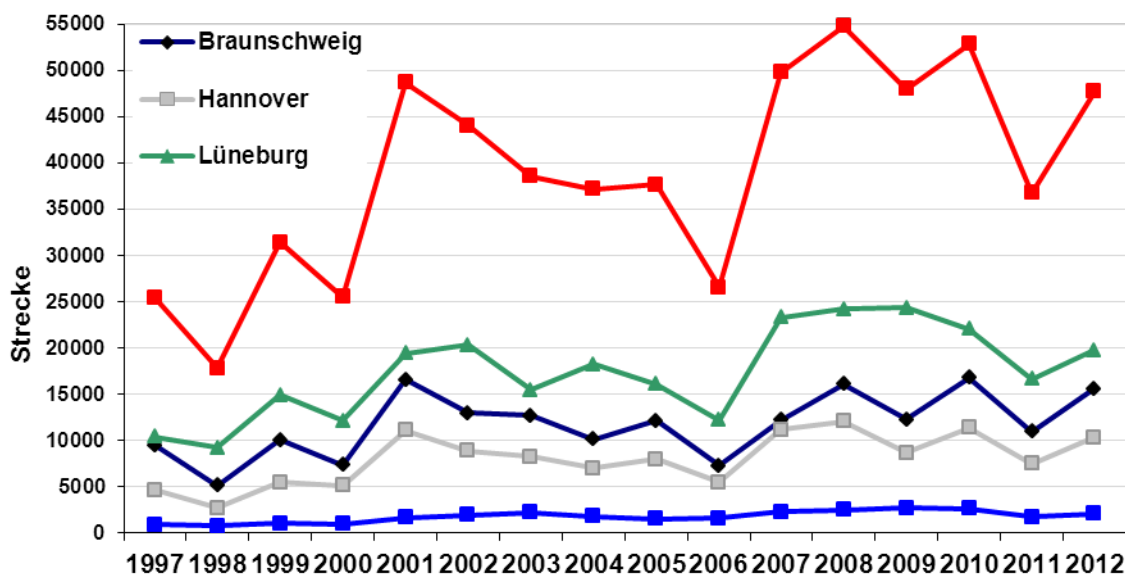


Abb. 69: Streckenentwicklung (ohne Fallwild) von 1997/98 bis 2012/13 in Niedersachsen in den vier ehem. Regierungsbezirken

Im JJ 2012/13 wurden die meisten Sauen je km² im Bereich des ehem. Regierungsbezirks Braunschweig mit 2,19 Sauen/km² erlegt, gefolgt von Lüneburg mit 1,48 Stück/km², Hannover mit 1,33 Sauen/km² und Weser-Ems mit 0,16 Sauen/km².

Im Zeitabschnitt JJ 1997/98 bis 2010/11 sind in Niedersachsen die mittleren Strecken je km² Jagdfläche von 0,62 Stück auf 1,29 Stück gestiegen (Höchstwert 2008/09 = 1,34) und liegen im JJ 2012/13 bei 1,17 Stück (Abb. 70).

In den drei ehem. Regierungsbezirken Braunschweig, Lüneburg und Hannover sind die Streckenverläufe im zehnjährigen Trend sehr ähnlich, lediglich das Streckenniveau ist unterschiedlich ausgeprägt.

Die Streckenentwicklung im Bereich Weser-Ems zeigt von Jj 1997/98 bis 2010/11 einen stetigen Anstieg von 0,07 auf 0,21 Sauen/km². Diese Zunahme der Strecke verdeutlicht die kontinuierliche Zunahme, Zuwanderung bzw. Ausbreitung der Wildschweinpopulation in diesen westlich gelegenen Gebieten. Diese Entwicklung spielt sich im Vergleich zu den übrigen Regionen bislang noch auf einem relativ niedrigen Streckenniveau ab (Abb. 70). In den letzten zwei Jagdjahren waren die Strecken hier mit 0,13 und 0,16 etwas geringer.

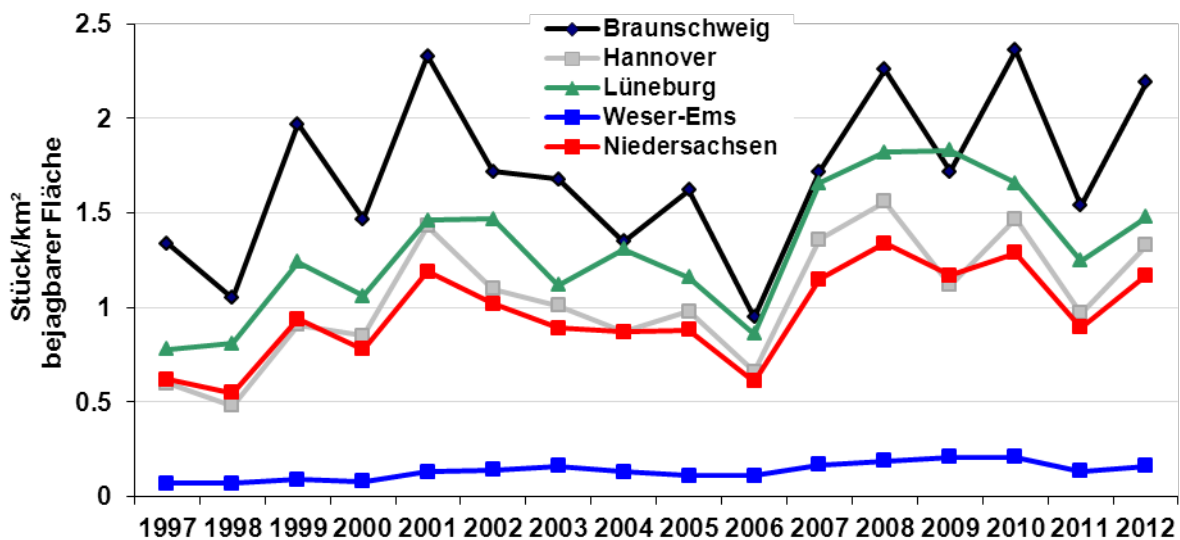


Abb. 70: Streckenentwicklung (Sauen/km² Jagdfläche = HI) von 1997/98 bis 2011/12 in Niedersachsen in den vier ehem. Regierungsbezirken (ohne Bundesforstamt Sprakelerheide, ohne Fallwild)

Naturräumliche Verteilung der Schwarzwildstreckendichte

Die Schwerpunkte der Strecken im Jj 2012/13 ergeben sich, wie in den Vorjahren auch, vornehmlich in den südlichen und östlichen Landesteilen in den Revieren im Weser- und Leinebergland (Verteilung der Naturräume NR siehe Abb. 71) mit 3,0 Sauen/km², im Harz mit 2,3 Sauen/km², und in der Lüneburger Heide mit 1,9 Sauen/km² und. Etwas niedriger liegen die Strecken in den Börden und Weser-Aller-Flachland mit 1,5 Sauen/km² (Abb. 72). In der Stader Geest hatten die Strecken bei stetigem Anstieg mit 1,3 Sauen/km² im Jj2010/11 ein recht hohes Niveau erreicht, das in den folgenden Jj nicht wieder erreicht wurde. Die westlich gelegenen Naturregionen weisen sehr viel niedrigere Strecken von 0,1 in der Ostfriesisch-Oldenburger Geest und 0,2 Sauen/km² in der Dümmer und Ems-Hunte Geest auf.

Die Entwicklung der Strecken (Sauen/km²) in den Naturregionen von Jj 1997/98 bis 2012/13 zeigt nahezu parallel verlaufende Streckenschwankungen in den Naturregionen Lüneburger Heide, Weser-Leinbergland und im Harz (Abb. 73). In diesen drei Regionen lagen die Strecken eng zusammen. Die Strecken der Börden und des Weser-Aller-Flachlandes liegen im zurückliegenden 16-jährigen Zeitraum stets etwas niedriger als in den drei vorher erwähnten Naturräumen und wiesen darüber hinaus geringere Streckenschwankungen auf.

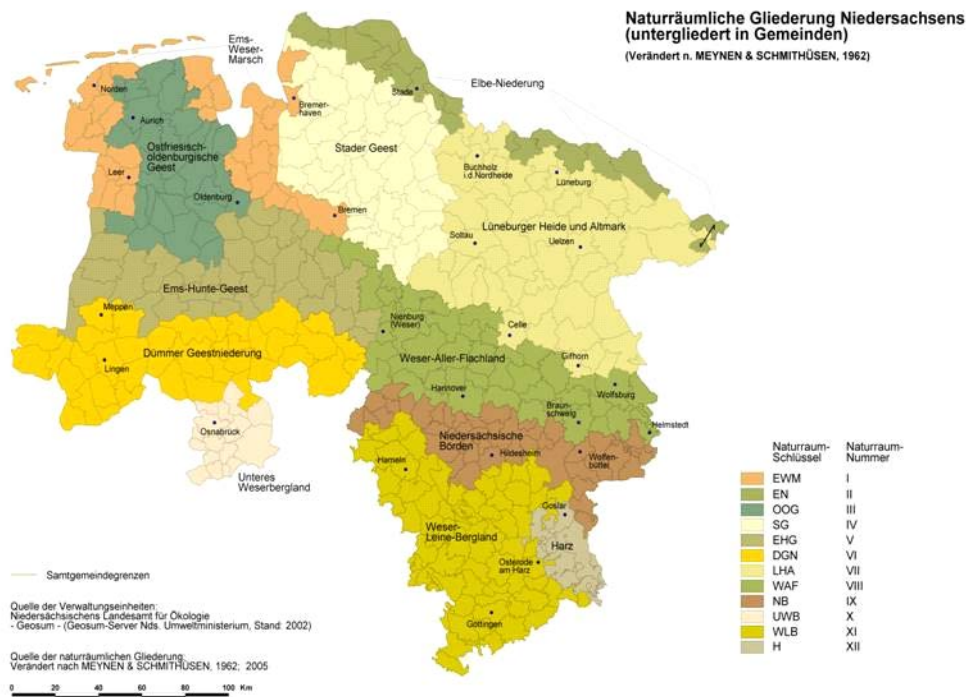


Abb. 71: Naturräumliche Gliederung Niedersachsens. BW: Börden und Weser-Aller-Flachland, GD: Dümmer und Ems-Hunte Geest, GO: Ostfriesisch-Oldenburgische Geest incl. Watten u. Marschen, GS: Stader Geest, H: Harz, LH: Lüneburger Heide, WLB: Weser- und Leinebergland

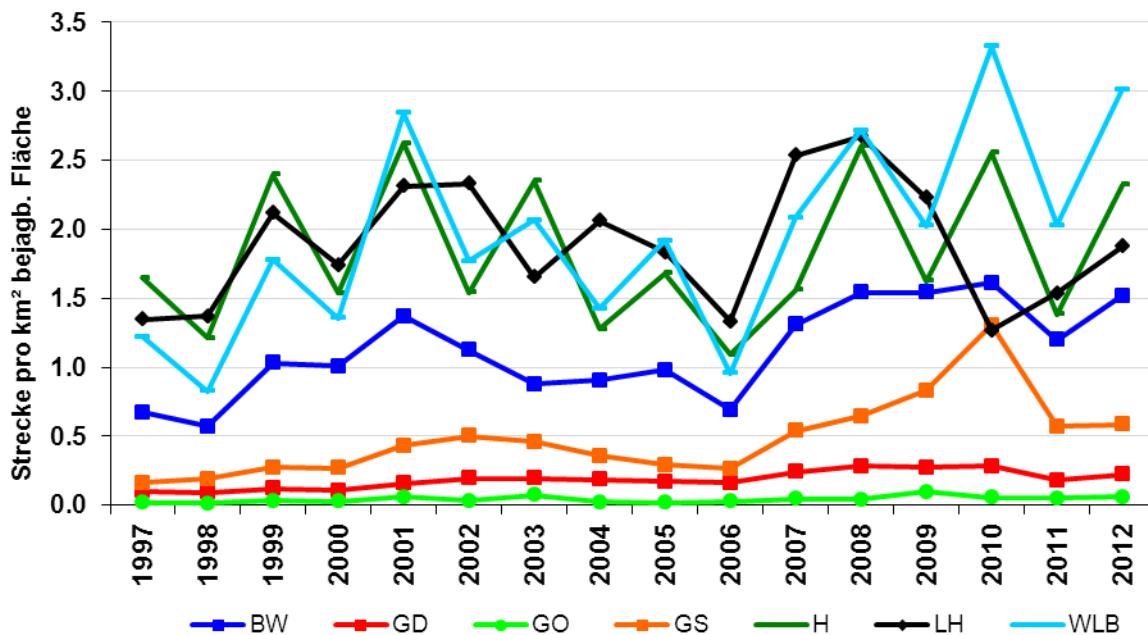


Abb. 72: Schwarzwildstrecken (Sauen/km²) in den Naturregionen Niedersachsens von Jagdjahr 1997/98 bis 2012/13. BW: Börden und Weser-Aller-Flachland, GD: Dümmer und Ems-Hunte Geest, GO: Ostfriesisch-Oldenburgische Geest incl. Watten u. Marschen, GS: Stader Geest, H: Harz, LH: Lüneburger Heide, WLB: Weser- und Leinebergland

Streckenstruktur

Die Zielvorstellung der Schwarzwildbewirtschaftung in Niedersachsen ist in der Regel das „Lüneburger Modell“ von 1969 (TEUWSEN 1980), das zumeist großflächig in Schwarzwildrin-

gen von etwa 10.000 ha nach regionaler bzw. örtlicher Situation (z.B. Konstitution und Wilddichte) umgesetzt wird.

Bei der Auswertung der Strecken wurde zwischen den Anteilen an Frischlingen, Überläufern und mehrjährigen Sauen unterschieden. Die niedersächsischen Bejagungs- bzw. Hegerichtlinien sehen folgende Streckenanteile in den einzelnen Altersklassen vor: Frischlinge (70 %), Überläufer (20 %), ältere Sauen (10 %), diese Anteile verteilen sich jeweils zur Hälfte auf die männlichen und weiblichen Sauen. Von der Gesamtstrecke des JJ 2012/13 wurden 50,5 % Frischlinge (10/11: 54,0%, 11/12: 52,8 %, %), 40,7 % Überläufer (37,3 %, 38,9 %) und 8,8 % ältere Sauen (7,7 %, 8,3 %) erlegt (vergl. Abb. 73).

Landesweit repräsentiert die Schwarzwildstrecke 2012/13 folgendes Geschlechterverhältnis: Es wurden mehr männliche (53,6 %) als weibliche Sauen (46,4 %) erlegt. Der in den Vorjahren häufig zu beobachtende leichte Überhang von männlichen Stücken (langfristiges Mittel: 53:47, Abb. 73) gilt somit auch für die diesjährige Gesamtstrecke in Niedersachsen. Es wäre in Hinblick auf die angestrebte Reduktion der Vermehrungsträger jedoch günstiger, wenn der Bachenanteil deutlich höher liegen würde. Der Anteil von Frischlingskeilern zu Frischlingsbachen ist annähernd ausgeglichen, obwohl langfristig in der Masse Niedersachsens mehr männliche Frischlinge geboren werden (siehe Kapitel „8 Reproduktion“ und „9 Genetik“). Im landesweiten Mittel ist der Frischlingsanteil nach wie vor viel zu gering, die Überläufer sind deutlich zu stark vertreten. Der Anteil der älteren Sauen an der Strecke ist wiederum zu gering (Abb. 73).

Bei den Strecken der niedersächsischen Landesforsten (LFV) ergibt sich im Sinne des Lüneburger Modells eine günstigere Streckenstruktur (Abb. 73), vor allem bei den Gemeinschaftsjagden (65% der Jagdstrecke in den Landesforsten). Aus den Jagdstrecken in den Landesforsten kann man sehr gut ablesen, wie entscheidend die Witterung für die Jahresstrecke insgesamt ist: In „schlechteren Jagdjahren sinken in den Landesforsten im Wesentlichen die Strecke auf der Einzeljagd, jedoch kaum auf den Bewegungsjagden. Dieses spricht sehr dafür, dass in den meisten Jahren weniger die Bestandszahlen gesunken waren, sondern die Bedingungen für die Einzeljagd schlechter waren. Bewegungsjagden sind deutlich weniger von Wetterbedingungen, Eichelmast und auch nur weniger von den Bemühungen der einzelnen Jäger abhängig. Die Entwicklung der letzten Jahre hat v.a. aber auch gezeigt, dass die Bemühungen, Schwarzwild auf Bewegungsjagden zu erlegen, gestiegen sind. Landesweit werden in der LFV 15 % der niedersächsischen Gesamtstrecke erlegt (ohne Fallwild) Sauen erlegt. Bezogen auf die gesamte Landesfläche (8% Landesforsten) ist das ein durchaus angemessen hoher Wert, der aber bei Betrachtung des Waldflächenanteils (32% Landesforsten) durchaus noch steigerungsfähig erscheint. Hier sollte das Land Niedersachsen

mit den Niedersächsischen Landesforsten mit gutem Beispiel voran gehen und bei der Regulierung der Schwarzwildbestände den ersten Schritt machen.

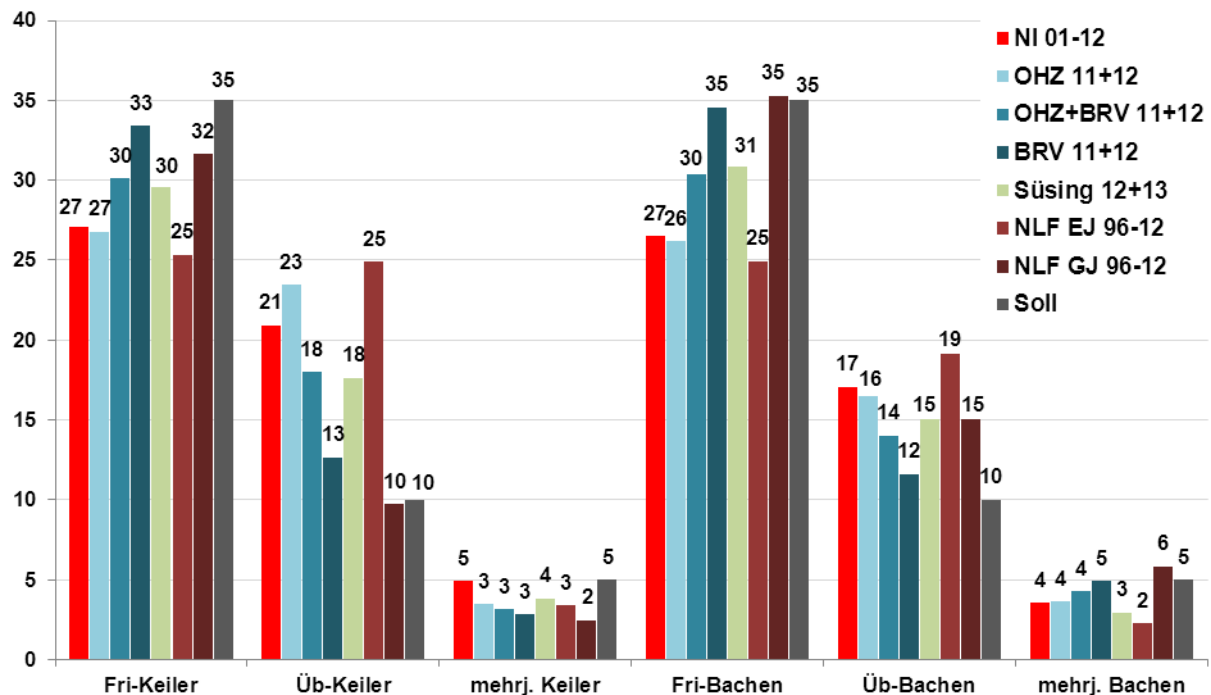


Abb. 73: Altersstruktur der Schwarzwildstrecken in Niedersachsen im Vergleich. BRV: Jägerschaft Bremervörde, OHZ: Jägerschaft Osterholz, Süsing: Hochwildring Süsing, NLF: Niedersächsische Landesforsten, EJ: Einzeljagd, GJ: Gesellschaftsjagd, NI: Niedersachsen, Soll: Lüneburger Modell, Zahlen: 11 meint JJ2011/12

Beim Vergleich der jeweils erzielten Streckenanteile der Landesforsten zwischen den Einzel- und Gemeinschaftsjagden zeigt sich ein großer Unterschied zwischen den Jagdarten und ihren Anteilen in den Altersklassen (Abb. 73). Bei den Einzeljagden lag in den JJ 1996/97 bis 2012/13 der Frischlingsanteil im Mittel mit 50 % deutlich niedriger als bei den Gemeinschaftsjagden mit 67 % (Sollvorgabe nach dem Lüneburger Modell: 70%). Bei den Gemeinschaftsjagden werden die nach dem Modell empfohlenen Frischlingsanteile von 70 % nahezu erreicht. Ebenso wird beim Überläuferanteil mit durchschnittlich 25 % der nach dem Modell empfohlene 20 %- Streckenanteil annähernd erreicht. Dahingegen liegt bei den Einzeljagden der Überläuferanteil mit 44 % sehr viel höher. Hierbei spiegelt sich in allen Jahren bei den Einzeljagden die selektive Jagd auf bestimmte Altersklassen deutlich wider. Bei den Einzeljagden werden Bachen im Mittel mit einem 2,3%igen Anteil erlegt, nach dem Lüneburger Modell werden jedoch 5 % gefordert. Dahingegen werden auf den Gemeinschaftsjagden im Mittel 5,9 % Anteil an älteren Bachen erlegt. Die Streckenanteile dieser Altersklasse schwanken bei den Gemeinschaftsjagden in den einzelnen Jahren zwischen 4,0 und 8,8 %.

Bei den Strecken der Bewegungsjagden in den Staatsforsten ergab sich ein Geschlechterverhältnis von 56 % Bachen zu 44 % Keiler. Das bedeutet, dass bei dieser Bejagungsart der

notwendige Eingriff in die Bachenpopulation (zur Reduktion der Vermehrungsträger) deutlich erkennbar ist. Auf der Einzeljagd dagegen wurden mit 54,8 % männliche zu 45,2 % weibliche Sauen eine Strecke mit einem umgekehrten Geschlechterverhältnis, ähnlich wie in der Summe Niedersachsens, erzielt. Damit entspricht das Streckenergebnis in den drei Altersklassen bei den Bewegungsjagden am ehesten den Vorgaben des Lüneburger Modells. Dabei ist das Verteilungsmuster der Streckenanteile bei den Bewegungsjagden in den vergangenen Untersuchungsjahren annähernd gleich.

Noch stärker an den Zielvorgaben des Lüneburger Modells sind die Jagdstrecken in der Jägerschaft Bremervörde (Landkreis ROW). Hier entsprechen die Jagdstrecken in Summe (Einzel- und Bewegungsjagd) weitgehend den Zielvorstellungen des Lüneburger Modells (Abb. 73). Eine der wesentlichen Ursachen hierfür dürfte sein, dass schon seit Jahren im Herbst, insbesondere zur Zeit der Maisernte, gemeinschaftliche Ansitz-Anrühr-Jagden auf Hegeeringebene durchgeführt werden, so dass der Hauptteil der Strecke auf diesen weiträumigen Jagden erlegt wird. Die Einzeljagd tritt in dieser Jägerschaft deutlich in den Hintergrund. Auch scheint die Motivation der Jäger sehr groß zu sein, da in dieser klassischen Niederwildgend, die Niederwildarten und die Wildschadensverhütung im Vordergrund zu stehen scheinen.

Die beiden Beispiele der Bewegungsjagden in den Niedersächsischen Landesforsten und der revierübergreifenden „Hegeringjagden“ in der Jägerschaft Bremervörde zeigen, dass eine Strukturerechte und auch effektive (z.T. sicherlich auch regulierende) Bejagung des Schwarzwildes durchaus möglich ist, und zwar nicht nur in zusammenhängenden Waldrevieren sondern auch in zerstückelten Agrarlandschaften.

Die Streckenstruktur der niedersächsischen Gesamtstrecke (Privatreviere und Landesforstverwaltung) ist seit 2001/02 weitgehend unverändert geblieben (Abb. 74) und entspricht in ihrer Altersgliederung noch bei weitem nicht dem gewünschten Bejagungsziel. Bei den Überläufern und mehrjährigen Sauen übersteigen die männlichen die Anteile der weiblichen Sauen. Das dürfte u.a. folgende Gründe haben. Die männlichen Sauen sind i.d.R. leichter zu erkennen und stellen zudem ein bevorzugt bejagtes Wild dar. Insbesondere in den Feldrevieren werden häufiger umherziehende Überläuferkeiler erlegt als weibliche Wildschweine, die darüber hinaus oftmals abhängige Jungtiere führen und aus Tierschutzgründen (Mutterschutz) nicht erlegt werden. Zusätzlich zeichnet sich das Bild ab, dass in den meisten Jahren auch geringfügig mehr Frischlingskeiler geboren werden. In den letzten Jahren ist jedoch insbesondere ein steigender Anteil an Überläufern in der Strecke Niedersachsens zu erkennen, während der Anteil an Frischlingen sinkt. Dieses ist nicht auf eine gesunkene Reproduktion zurückzuführen. Zwar gab es in den letzten Jahren mehrfach späte Wintereinbrüche, so dass es in einzelnen Jahren weniger Frischlinge gab, dann hätten in

den Folgejahren jedoch auch die Überläuferstrecken und Anteile sinken müssen, was jedoch nicht der Fall ist. Dieses bedeutet, dass insgesamt, wie bereits erwähnt, deutlich zu wenig Frischlinge beiderlei Geschlechts erlegt werden und somit bis ins Überläuferalter überleben. Diese führt u.a. zu einer wachsenden Population, da sich diese Stücke dann bereits mindestens einmal vermehrt haben können.

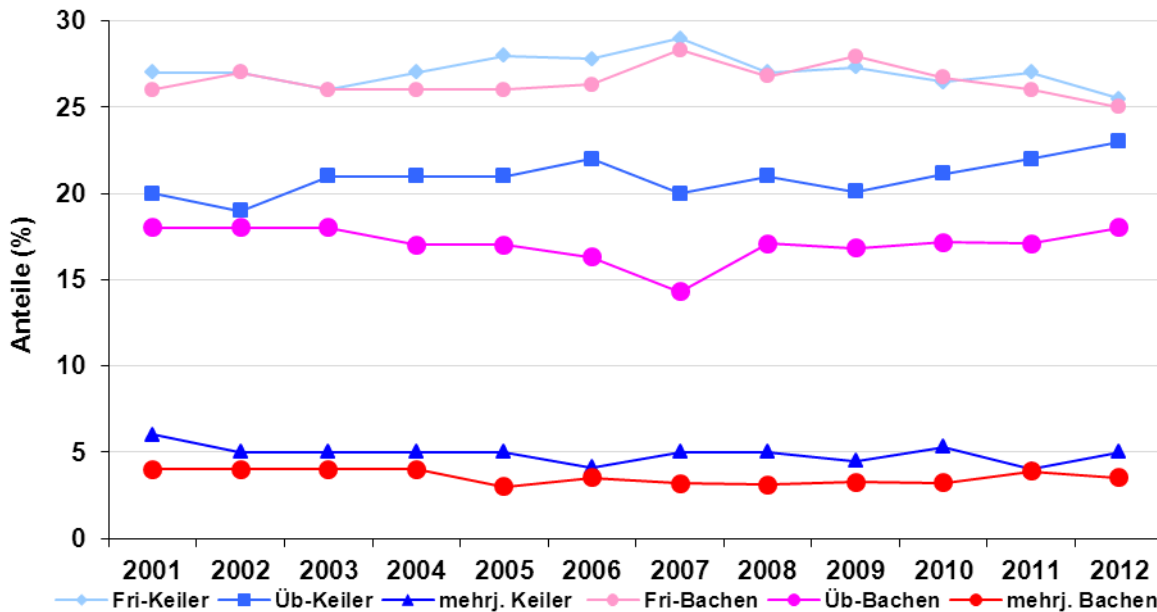


Abb. 74: Altersstruktur der Schwarzwildstrecken in Niedersachsen von Jagdjahr 2001/02 bis 2012/13 (Fri-Keiler: Frischlingskeiler, Fri-Bachen: Frischlingsbachen, Üb-Keiler, Überläuferkeiler, Üb-Bachen: Überläuferbachen)

Rückschlüsse auf die Populationsstruktur

Die erzielten Strecken lassen in einem gewissen Umfang Rückschlüsse auf die Populationsstruktur der Wildschweine zu. Dabei wird postuliert, dass nach dem statistischen Zufall diejenigen Tiere erlegt werden, die auch in der Population entsprechend häufig vertreten sind.

Einzeljagd: Bei der stärker selektiven Einzeljagd dürften sich einerseits die jagdlichen Absprachen andererseits auch das unterschiedliche Verhalten der Sauen auf den jagdlichen Erfolg bzw. auf die erzielte Strecke hinsichtlich der verschiedenen Altersklassen, auswirken.

Bewegungsjagd: Strecken, die auf den Bewegungsjagden erzielt werden, ergeben generell ein besseres Bild von der Struktur der bejagten Sauenpopulation. Die Drückjagdstrecken der Landesforsten mit nur wenigen jagdlichen Einschränkungen, unter anderem, lediglich Leitbachen nicht zu erlegen, spiegeln eher den jagdlichen Zufall und somit die Populationsstruktur zumindest bei Frischlingen und weiblichem Schwarzwild wider, als die meist mit einschränkenden jagdlichen Absprachen belegten Einzeljagdstrecken.

In wieweit die obere Altersstufe der Sauen in der Streckenverteilung nach Bewegungsjagden korrekt repräsentiert ist, lässt sich nur schwer einschätzen. Es ist anzunehmen, dass die

Jäger bei stärkeren Sauen eher Zurückhaltung üben, um keine Leitbachen zu erlegen. Gelegentlich werden Gewichts- oder Altersklassenbegrenzungen bei der Freigabe der Sauen auch auf den Drückjagden ausgesprochen.

Hohe Populationsdichten und hohe Vermehrungsraten erfordern hohe Jagdstrecken. Die anpassungsfähigen Wildschweine sind eindeutige Gewinner in unserer Kulturlandschaft. Sie erschließen sich zunehmend neue Lebensräume. In Niedersachsen dehnen die Wildschweine ihren Lebensraum zunehmend in die westlichen Landkreise aus. Sie sind auch verstärkt in Siedlungsbereichen zu beobachten.

Der enormen Streckensteigerung, insbesondere ab den 1990er Jahren und dem damit begründbaren Populationsanstieg, liegt zweifelsohne eine anhaltend hohe Vermehrungsrate des Schwarzwildes zugrunde (vgl. Kapitel 6). In den drei vergangenen Jagdjahren wurden in Niedersachsen die bisher höchsten Jagdstrecken erzielt. Bei gleichzeitiger Ausbreitung kann davon ausgegangen werden, dass auch in Zukunft neue Streckenrekorde erfolgen. Die weiterhin hohen Bestandsdichten, die sich in den hohen Jagdstrecken widerspiegeln, machen eine intensive Bejagung der Sauen nach wie vor erforderlich. Insbesondere nach Auftreten der ASP innerhalb der EU und der drohenden Gefahr eines erneuten Ausbruches der KSP bekommen diese Forderungen enormes Gewicht. Ein wichtiger Baustein der Bejagung könnte auch eine großzügigere Freigabe von Bachen bei Drückjagden sein. Zumindest sollte aber bei der Einzeljagd vermehrt gezielt auf nachrangige Bachen gejagt werden. Insbesondere in Jahren in denen vermeintlich schwächere Frischlingsjahrgänge vorhanden sind muss intensiv gejagt werden, um die Bestände massiv zu reduzieren. Das Ausrufen der Notzeit sollte auch bei etwas strengeren Wintern genau abgewogen werden. Ggf. müssen hier Sonderregelungen gefunden werden, die die Bejagung des Schwarzwildes und ggf. anderer Wildarten auch weiterhin ermöglichen bzw. sogar vorschreiben, sofern nicht eine tatsächliche Notzeit vorliegt, wo die Sauen ihre Fettreserven aufgebraucht haben und nun tatsächlich Hunger leiden. Solche gesonderten Regelungen werden aktuell auch in anderen Bundesländern diskutiert.

Allein schon wegen der besseren Erreichbarkeit hoher Frischlingsanteile (bei den Landesforsten bis zu 71 %) und höherer Bachenanteil in der Frischlings- und Überläuferklasse ist die vermehrte Durchführung von Bewegungsjagden zu fordern.

11. Umfragen zum Schwarzwild bei den niedersächsi- schen Jagdpächtern (im Rahmen der WTE)

Ausbreitung/Vorkommen

Das Schwarzwild kommt inzwischen in allen Landesteilen und dem größten Teil der Gemeinden Niedersachsens wenigstens als Wechselwild vor (Abb. 76, Abb. 75, vergl. auch Abb. 66, Kapitel 6). In 17% der Reviere kommt kein Schwarzwild, in 23% der Reviere kommt das Schwarzwild als seltenes Wechselwild vor. Das bedeutet aber auch, dass nur in 52% der Reviere, in denen das Schwarzwild als Standwild oder häufiges Wechselwild vorkommt, intensive und effektive Bejagung durchgeführt werden kann. Der Landkreis Wesermarsch ist der einzige Landkreis, in dem bisher noch gar kein Schwarzwild erlegt wurde und auch nur äußerst selten gefährdet wird. Es ist jedoch nur noch eine Frage der Zeit, wann auch die letzten Vorkommenslücken weitgehend geschlossen sind (vergl. Kapitel 6).

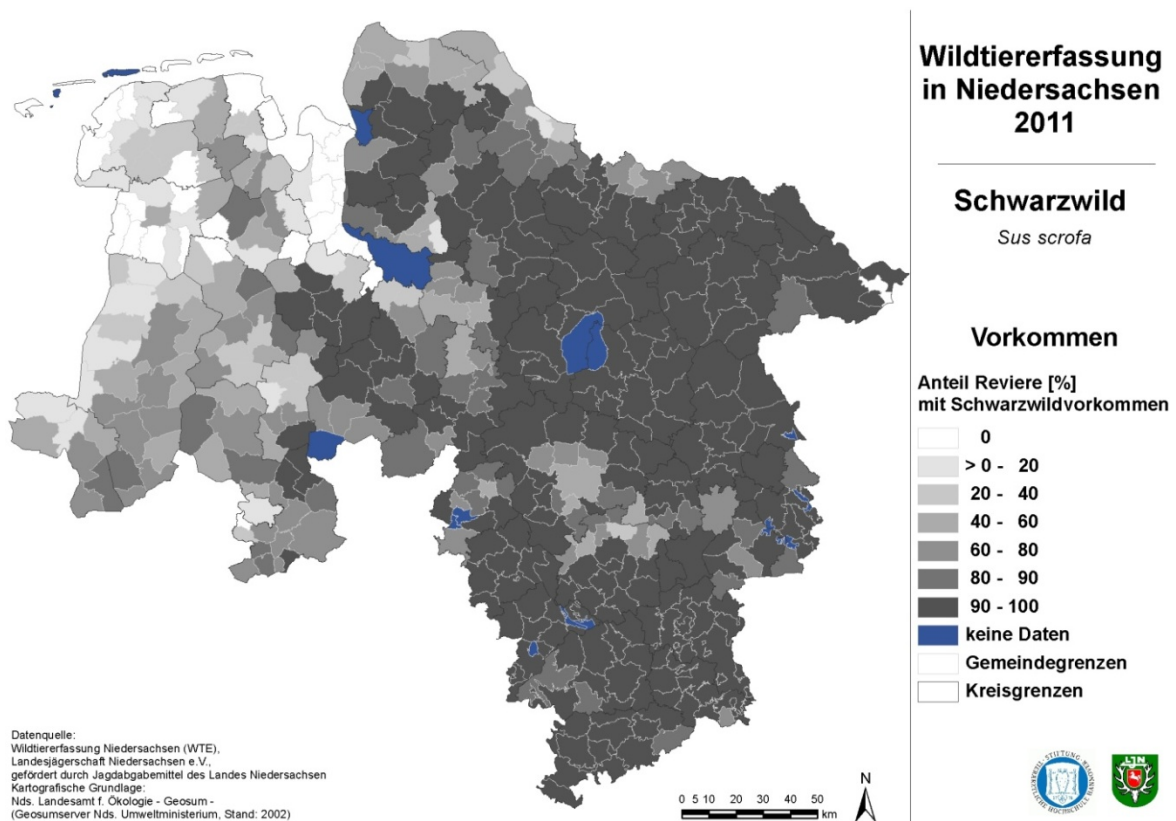


Abb. 75: Vorkommen des Schwarzwilds in Niedersachsen, WTE 2011

Der Osten Niedersachsens war permanent mit Schwarzwild besiedelt, des Weiteren gab es einige verstreute Vorkommen im Westen und Norden Niedersachsens, in dem „schon immer“ Schwarzwild vorkam (Abb. 76). Etwa ein Viertel der Landesfläche wurde dann in den 1990er und 2000er Jahren von Schwarzwild flächendeckend besiedelt. Insbesondere im letzten Jahrzehnt fanden beständig Ausbreitungsbewegungen im äußersten Westen Nieder-

sachsens statt, wobei es sich hierbei überwiegend um Überläufer und kleinere verstreute Vorkommen handelt. Es ist jedoch nur noch eine Frage der Zeit, wann auch die letzten Vorkommenslücken weitgehend geschlossen sind.

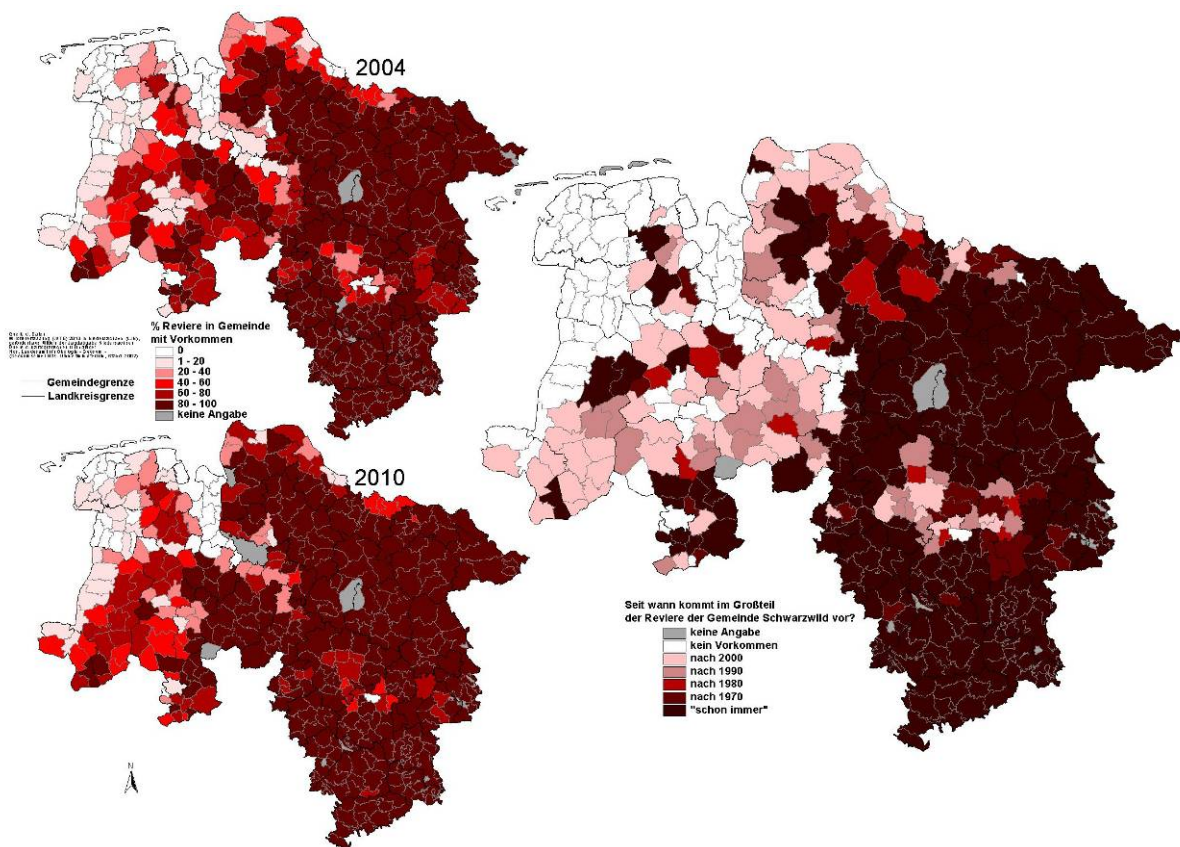


Abb. 76: Vorkommen und Ausbreitung des Schwarzwilds in Niedersachsen: links Vorkommen in den Gemeinden in % für 2004 und 2010. rechts: Zeitraum wann das Schwarzwild erstmalig in einem Großteil der Reviere einer Gemeinde auftauchte.

Das Schwarzwild breitet sich weiterhin aus und besiedelt nun auch die Agrarlandschaften (vergl. auch „6 Habitatmodellierung“). Es ist zu erwarten, dass die Schwarzwildstrecken, gefördert durch Landschafts- und Klimaveränderungen, mittelfristig weiter steigen und somit auch die Bejagung als unzureichend erscheint. Aus ökologischen und ökonomischen Gründen ist ein fundiertes jagdliches „Management“ zur Regulation oder gar Reduktion der Schwarzwildbestände unabdingbar.

Meinungsbild

Wildtiermanagement geht weit über eine reine Wildbewirtschaftung hinaus. In entsprechende „Management-Konzepte“ müssen neben den Bestands-, Strecken- und Reproduktionszahlen auch weitere Faktoren wie Umwelteinflüsse und die sogenannte „human dimension“ einfließen. Um eine Wildart wie das Schwarzwild zu managen ist es unabdingbar auch Möglichkeiten, Fähigkeiten, Wissensstand und „Willen“ der Jäger einfließen zu lassen. Aus diesem Grund werden seit einigen Jahren im Rahmen der WTE neben einer detaillierten

Jagdstreckenerfassung des Schwarzwildes auch Umfragen zu Beständen, Bejagung und dem Meinungsbild der Jäger getätigt.

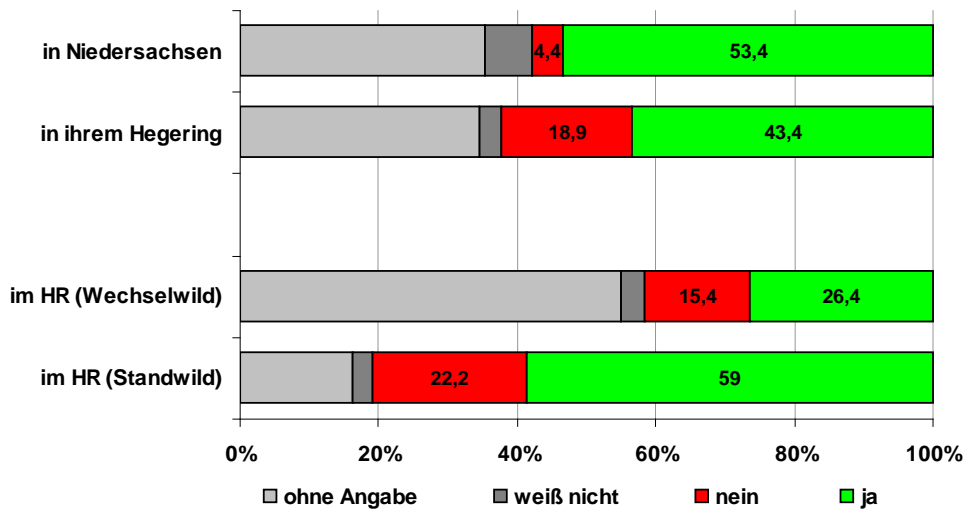


Abb. 77: Antworten aus der WTE zur Frage: Halten Sie eine Reduktion des Schwarzwildes für erforderlich? Unten: Detailliert nach Hegeringen mit überwiegend Wechselwild, bzw. ohne Vorkommen und nach Hegeringen mit Standwild und häufigem Wechselwild

Die meisten Jäger halten eine Reduktion in Niedersachsen für erforderlich, aber deutlich weniger in ihrem eigenen Hegering (Abb. 77, oben). Insbesondere in Revieren, in denen Schwarzwild lediglich als Wechselwild vorkommt, haben die Jäger hierzu oftmals keine Meinung, in diesen Revieren haben nur etwas über 40% die Fragen beantwortet. In Revieren mit Schwarzwild als Standwild ist die Meinung deutlich ausgeprägter, über 80% der teilnehmenden Reviere haben die Fragen beantwortet (Abb. 77, unten). Es bleibt natürlich fraglich, ob die geringere Beteiligung an der Umfrage in den Wechselwildrevieren mit Unkenntnis oder mit Unwollen zu begründen ist.

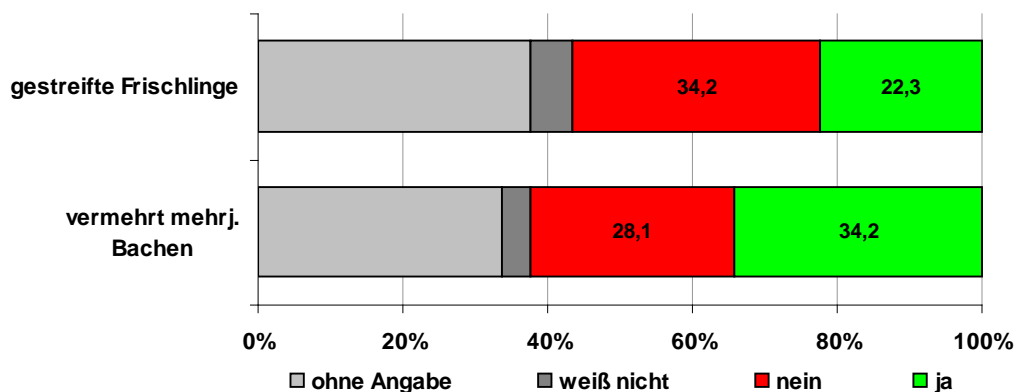


Abb. 78: Antworten aus der WTE zur Frage: Wären Sie bereit zur Reduktion folgende Stücke zu erlegen?

Die Jäger scheuen sich eher vor der frühzeitigen Erlegung gestreifter Frischlinge als vor der Erlegung mehrjähriger Bachen (Abb. 78). Dennoch halten mehr Jäger eine stärkere Frisch-

lingsbejagung als Erfolg versprechend für eine Bestandsreduktion (Abb. 79). Die meisten Jäger lehnen Kirrungsbeschränkungen sowie nicht jagdliche Methoden wie Frischlingsfänge, Nachtzielgeräte und „Verhütungsmittel“ ab. Vermehrt revierübergreifende Bewegungsjagden halten viele Revierinhaber für Erfolg versprechend. Diese Bejagungsform bietet zudem den Vorteil weniger zeitintensiv zu sein als die Einzeljagd, zudem wird die Zusammenarbeit der Jäger gefördert. Auch der intensivierete Einzelansitz wird als Erfolg versprechend angesehen. Andere Bejagungsformen (Erlegung nachrangiger Bachen, vermehrte Frischlingsbejagung, vermehrte revierinterne Drückjagden) sind ähnlich „beliebt“. Nur wenige Revierinhaber ziehen eine stärkere Einbindung von Jungjägern in Betracht.

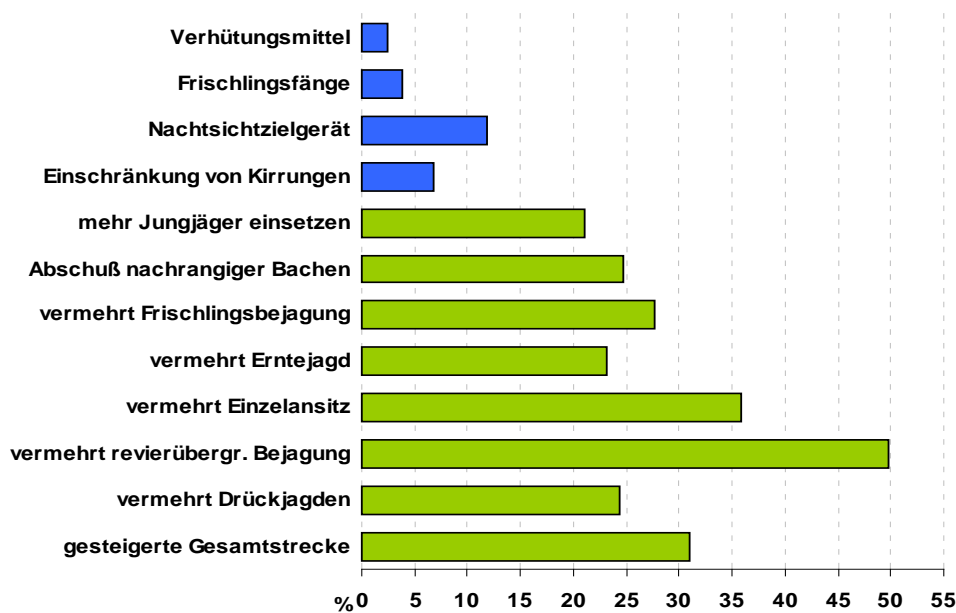


Abb. 79: Antworten aus der WTE zur Frage: Welche Methoden sind nach ihrer Meinung zur Reduktion der Schwarzwildbestände in Niedersachsen Erfolg versprechend?

In Niedersachsen sind 25% der Revierpächter der Ansicht, dass sie das Schwarzwild bestandsregulierend bejagt haben (Abb. 80). Hierbei zeigte sich, dass in Revieren ohne oder mit nur sporadischem Schwarzwildvorkommen diese Frage nur sehr selten beantwortet wurde. Hier wissen die Jäger mit der Bedeutung einer solchen Frage noch nichts anzufangen. Bei der Betrachtung der Reviere mit Stand oder häufigem Wechselwild zeigt sich, dass in diesen Beständen immerhin 23% der Revierinhaber der Meinung sind, das Schwarzwild nicht bestandsregulierend bejagt zu haben. Das alleine kann bei den sehr hohen Reproduktionsraten (siehe Kapitel Reproduktion) schon dazu führen, dass der Bestand insgesamt weiter ansteigt. Denn in den Revieren mit einer regulativen Bejagung wird sicherlich nicht versucht, den Zuwachs der anderen mit auszugleichen.

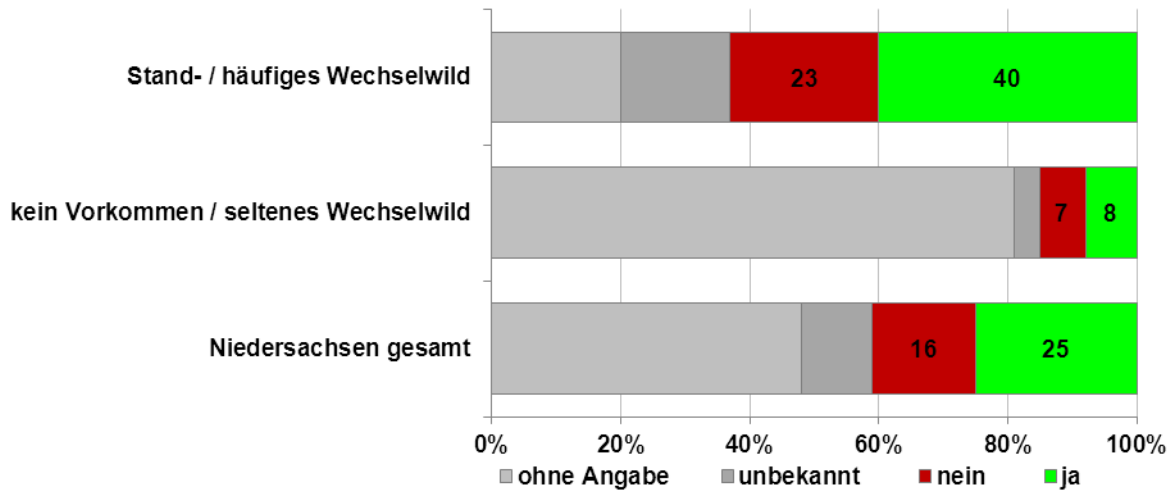


Abb. 80: Häufigkeit der Antworten aus der WTE zur Frage: Sind sie der Meinung das sie das Schwarzwild bestandsregulierend bejagt haben?

Noch extremer zeigt sich die Unkenntnis dessen, was bei der Schwarzwildbejagung tatsächlich passiert bei der Betrachtung nach der Frage, wie viel Prozent des Bestandes denn eigentlich abgeschöpft wurden. Insgesamt haben nur 24% der Teilnehmer diese Frage beantwortet. Die allerwenigsten haben Prozentsätze benannt, die tatsächlich für eine Regulation des Bestandes notwendig sind (Abb. 81). Das bedeutet, dass entweder diese Frage nicht verstanden worden ist oder nicht bekannt ist, wie viel denn abgeschöpft werden kann und muss. In Revieren ohne Vorkommen muss diese Frage natürlich unbeantwortet bleiben, so dass das Bild hier etwas verzerrt ist. Dennoch zeigt sich auch in den Schwarzwildvorkommen eine erschreckende Unkenntnis dessen, was abgeschöpft wurde.

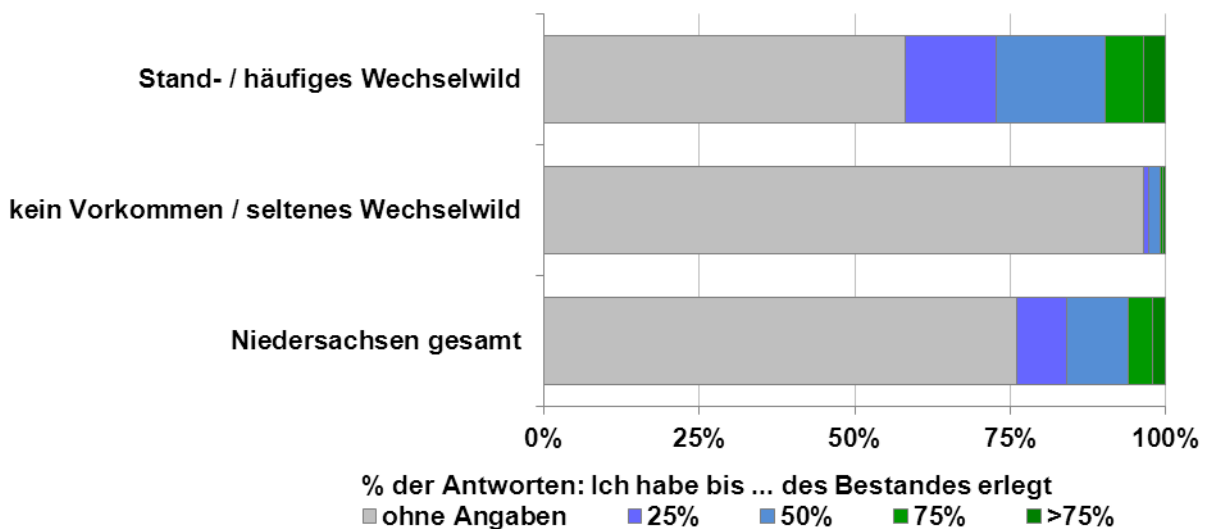


Abb. 81: Antworten aus der WTE: Abschuss in % des Bestandes?

Diejenigen, die angegeben haben, nicht bestandsregulierend bejagt zu haben führen dieses im Wesentlichen auf einige tatsächlich nachvollziehbare Faktoren zurück (Abb. 82): In Feld-

revieren kommt das Schwarzwild überwiegend im Sommer vor und ist dann dort nur schwer bejagbar. Andererseits haben Revierinhaber von Waldrevieren darüber geklagt, dass die Sauen im Sommer im Feld sind und somit dann für sie nicht bejagbar. Hier sind also die Waldjäger in der Pflicht schon im Winterhalbjahr für Abhilfe zu sorgen. Da die Zeit – wobei erschwerend die oftmals schlechte Witterung hinzukommt (Abb. 82)- anscheinend nicht ausreicht, das Schwarzwild auf der Einzeljagd regulierend zu bejagen, müssen vermehrt Bewegungsjagden im Winterhalbjahr im Wald stattfinden. Genügend Jäger sind hierfür anscheinend verfügbar und auch die Kooperation der Nachbarjäger scheint überwiegend gut zu sein (Abb. 82).

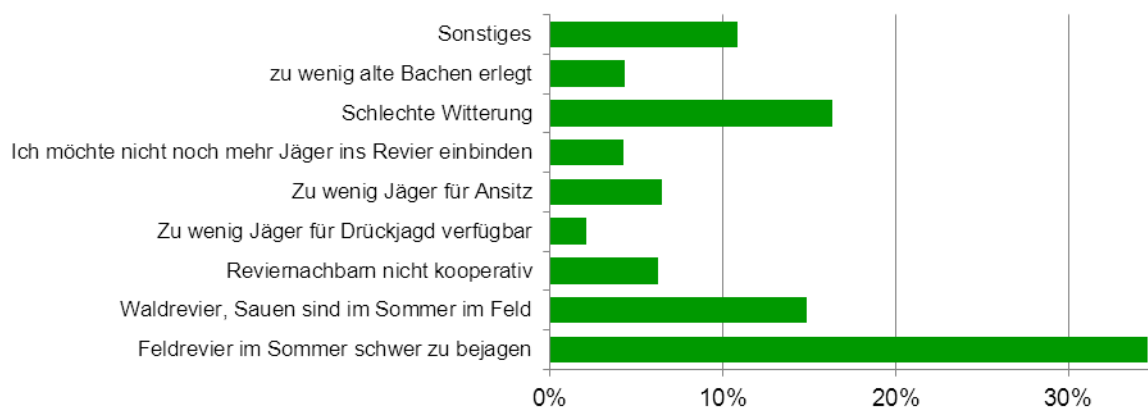


Abb. 82: Häufigkeit der Antworten aus der WTE zur Frage: Woran liegt es, dass Sie NICHT bestandsregulierend bejagt haben? (Nur wenn die Antwort NEIN lautet, siehe Abb. 80)

In einem großen Teil der Reviere, in denen die Antwortenden der Meinung sind Bestandsregulierend bejagt zu haben sind nach Ihrer Ansicht die Strecken in den letzten Jahren weitgehend konstant. Aus Sicht der Revierinhaber ist die Welt also, abgesehen von etwaigen Wildschäden, in Ordnung. Viele wussten auch keine Antwort, warum denn trotz angeblich ausreichender Bejagung die Bestände bzw. Jagdstrecken weiter ansteigen. Die anderen Antworten waren recht gleichmäßig verteilt, so dass hier nicht wirklich Schuld bei anderen gesucht wird. Erfreulich ist, dass auch hier die Kooperation zwischen den Reviernachbarn als überwiegend gut angesehen wird.

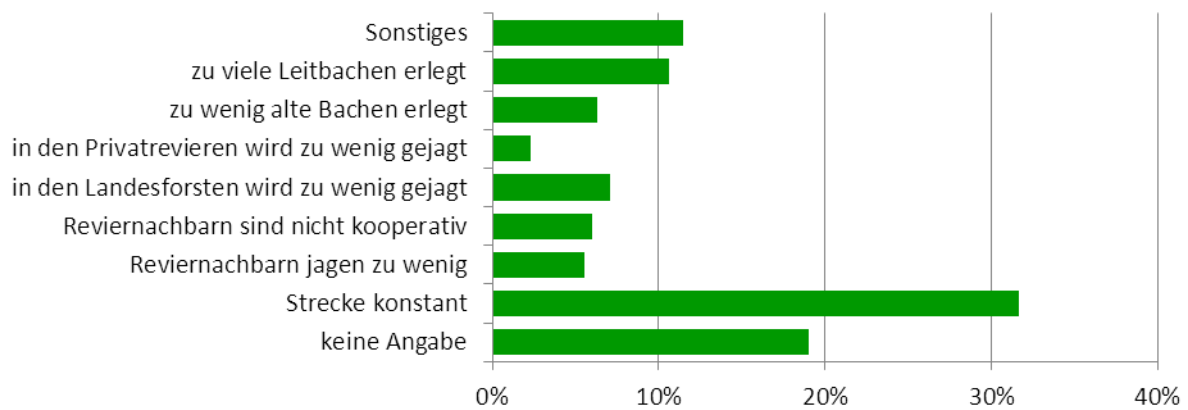


Abb. 83: Häufigkeit der Antworten aus der WTE zur Frage: Woran könnte es liegen, das trotz bestandsregulierender Bejagung die Jagdstrecken weiter ansteigen? (Nur wenn die Antwort JA lautet, siehe Abb. 80)

Bejagungsmethoden

Die Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke sind in den letzten Jahren relativ konstant geblieben und schwanken mit den Bestandsdichten. In den Privatrevieren ist der Anteil an auf Bewegungsjagden erlegten Sauen in den letzten acht Jahren leicht angestiegen (Abb. 84). Insbesondere der Anteil an revierübergreifenden Drückjagden ist erfreulicherweise stetig steigend.

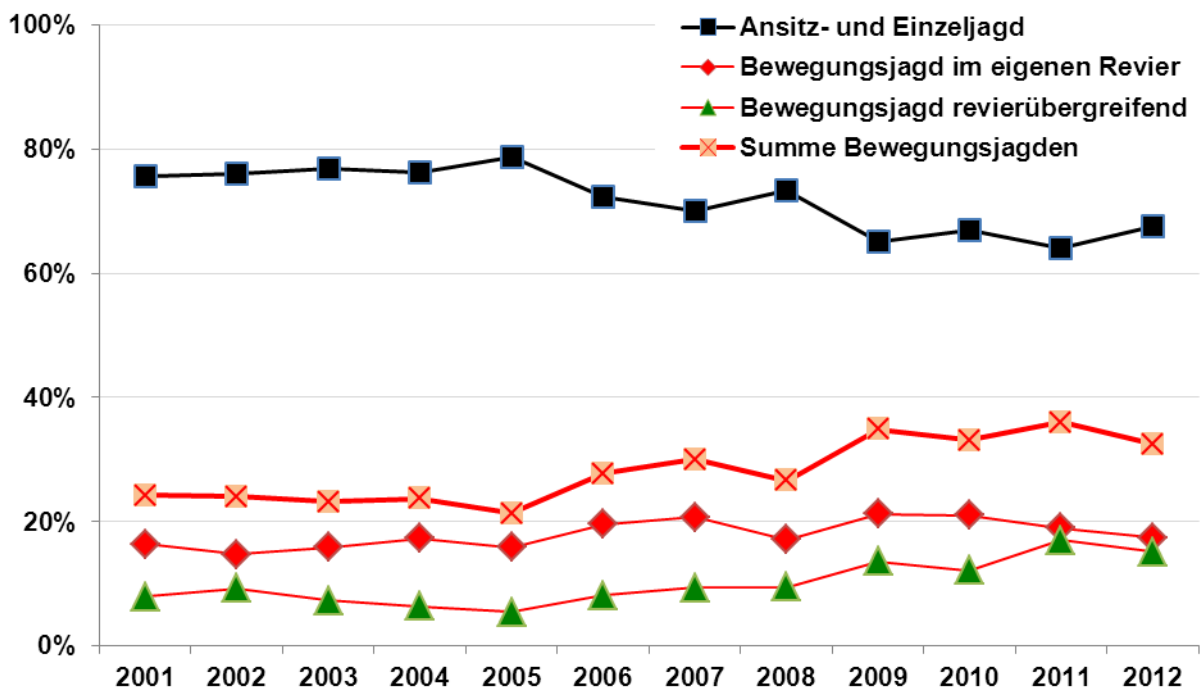


Abb. 84: Entwicklung der Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke in den Privatrevieren

Die Einzeljagd hat mit 60-80% in allen Regionen den deutlich höchsten Anteil an der Jagdstrecke (Abb. 84, Abb. 85, Abb. 86). Ansitz im Feld und v.a. die Kirrjagd hat einen bedeutenden Anteil an der Gesamtstrecke. Daher ist auch die Kirrjagd als wichtiges Instrument zur

effektiven Bejagung des Schwarzwildes nicht wegzudiskutieren. Auf der Einzeljagd an der Kirmung können ganz gezielt einzelne Stücke erlegt werden und somit gezielt in bestimmte Altersklassen eingegriffen werden (vergl. auch Kapitel 5 „Leitbächen“).

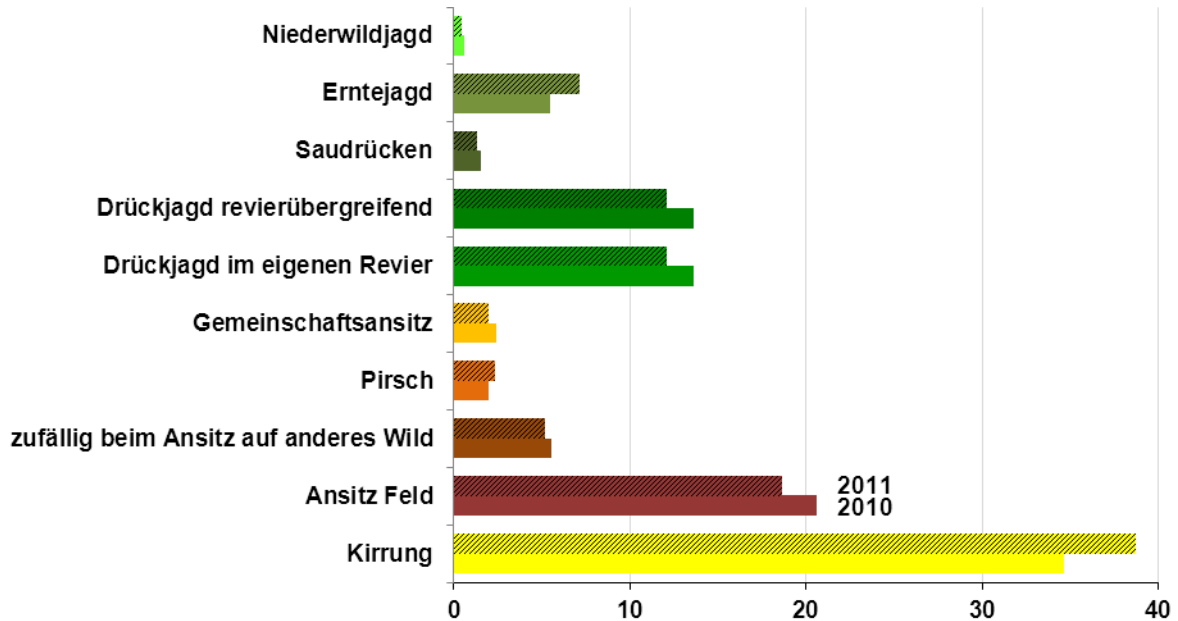


Abb. 85: Entwicklung der Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke in den Privatrevieren in den Jahren 2010 und 2011

In den Jagdjahren 2009/10 und 2010/11 sind die Anteile der einzelnen Jagdarten an der Gesamtstrecke relativ konstant geblieben (Abb. 85). Ursachen hierfür dürften sein: ähnlich hohe Gesamtstrecken, ähnliche Witterungs- und Ernährungsbedingungen und ggf. auch eine Etablierung der verschiedenen Bewegungsjagdarten innerhalb der Jagd.

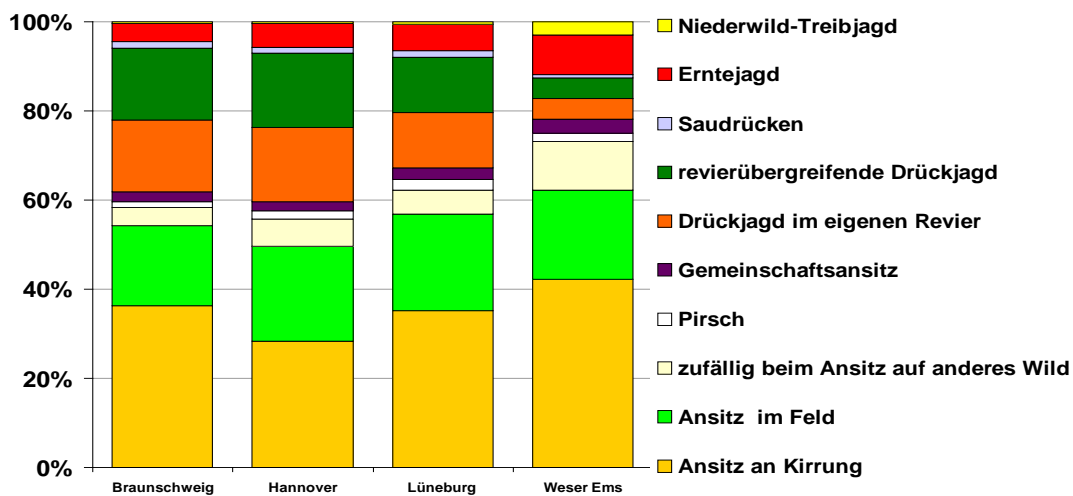


Abb. 86: Anteile der Bejagungsmethoden an der Strecke in den Privatrevieren in den vier ehemaligen Regierungsbezirken Niedersachsens

In den waldarmen Regionen des ehemaligen Regierungsbezirks Weser-Ems finden deutlich weniger Drückjagden statt, dafür werden mehr Prozente der Strecke bei Niederwildjagden und bei der Erntejagd erlegt. Auch die zufälligen Erlegungen beim Ansitz auf anderes Wild finden relativ häufiger statt als in den klassischen Schwarzwildvorkommen (Abb. 86).

12. Schlussfolgerungen

Bestandserfassung

Die getestete REM-Methode mittels Fotofallen lässt sich erfolgreich beim Schwarzwild anwenden. Sie ist personenunabhängig und ermöglicht eine zeitunabhängige Beobachtung. Die Anwendbarkeit auf größeren Flächen, insbesondere in Agrarlandschaften, müsste jedoch noch weiter untersucht werden.

Die Ansitzzählung weist für Schwarzwild methodisch noch kleine Schwierigkeiten auf. Vor allem auf regionaler Ebene kommt es manchmal zu einer zu geringen Anzahl an Wildschweinsichtungen. Dies liegt vor allem an der Nachtaktivität der Sauen, die damit in der Dämmerungszeit noch nicht aktiv sind und so nicht gesichtet werden können. Eine kombinierte Zählung von dämmerungs- und nachtaktivem Schalenwild scheint von daher nur eingeschränkt möglich zu sein. Doch auch mit diesem Problem ergaben sich für einige Landkreise auswertbare und annehmbare Daten. Um die Ergebnisse zu verbessern, sollte für die Zählung nachaktiver Tiere der Zeitpunkt gut abgestimmt sein. So würde sich z.B. der Frühsommer gut anbieten, da sich in der Zeit der Aktivitätsbeginn der Tiere vor den Sonnenuntergang verschiebt. Auch Vollmondzählungen sind in Betracht zu ziehen. Wobei es hier fragwürdig bleibt, ob die örtlichen Jägerschaften sich hierzu motivieren lassen.

Radiotelemetrie

Die ausgewerteten Daten, sowohl über die Raumnutzung, als auch die ersten Habitat-Untersuchungen geben einigen Aufschluss über die Anpassungsfähigkeit des Schwarzwildes an seine agrargeprägte Umgebung. Eine Tendenz zu großräumiger Nutzung vielfältiger Habitatstrukturen ist zu erkennen.

Die Rolle der Leitbache innerhalb der sozialen Strukturen, und damit auch für Bejagungskonzepte ist immer noch nicht abschließend geklärt. Die Fragestellung bleibt damit weiterhin sowohl in der wissenschaftlichen wie auch der jagdlichen Literatur unbeantwortet. Die herausragende Stellung der Leitbache, die ihr in der deutschen Jagdliteratur zugestanden wird (Rottenzusammenhalt, Wildschadensminimierung, Reproduktionsunterdrückung) muss jedoch aufgrund der analysierten internationalen Literatur stark hinterfragt werden.

Wildschäden

Die Kartierung der Grünlandschäden über das Jahr, zeigte einige zeitliche wie räumliche Verhaltensmuster und Vorlieben des Schwarzwildes auf. Deckungsstrukturen erweisen sich als ein hoher Risikofaktor für naheliegende Flächen, was für die Bejagung und für Schadenspräventionsmaßnahmen in Betracht gezogen werden sollte. Um eine Schadensmini-

mierung zu erreichen, ist eine örtliche und zeitlich abgestimmte Bejagung notwendig. Eine gänzliche Vermeidung von Wildschäden wird jedoch auf Grünland kaum möglich sein. Um die Schäden auf ein erträgliches Maß zu reduzieren muss die Schwarzwilddichte revierübergreifend reduziert werden.

Die getestete KAP-Methode erlaubt eine großflächige Erfassung von Feldschäden. Insbesondere in Waldgebieten sind jedoch so starke Einschränkungen gegeben, dass eine bodengebundene Kartierung aus deutlich Kostengünstiger ist.

Reproduktion

Der direkte Vergleich der Fetenzahlen beider Gebiete hat keine signifikanten Unterschiede ergeben. Die Trächtigkeitsprävalenz erreicht in den höheren Altersklassen 100%. Für Frischlingsbachen des Referenzgebietes konnten hohe Trächtigkeitsprävalenzen von 40% im Januar nachgewiesen werden, was aufgrund der späteren Rausch- und Frischzeit dieser Altersklasse jedoch eine höhere tatsächliche Rate annehmen lässt. Gestützt wird diese Vermutung durch die Trächtigkeitsprävalenz von Frischlingsbachen des neuen Untersuchungsgebietes in der Agrarlandschaft (LR 5), die in den Monaten Januar bis März 70% erreicht. Die hohe Reproduktionsrate muss dringend ausreichend abgeschöpft werden, insbesondere ein früher Eingriff in die Jugendklasse ist zwingend erforderlich.

Eine ganzjährige Studie zur Reproduktion des Wildschweines ist daher anzuraten, um sowohl die tatsächliche Vermehrungsrate von Frischlingen als auch die Fortpflanzungssaisonalität der Altersklassen zu klären.

Genetik

Die Untersuchungen, konnten multiple Vaterschaften beim Schwarzwild nachweisen. Das Ausmaß dieser Begebenheit ist noch nicht in seinem ganzen Umfang abzuschätzen. Die Ergebnisse deuten aber an, dass die Zahl von multiplen Vaterschaften höher zu liegen scheint als bisher angenommen.

In den Reproduktionsleistungen zeigt sich, wie wenig die Bejagung entgegen anderer Literatur (SERVANTY et al. 2005) sich auf die Reproduktion auswirkt, sondern wie stark die äußeren Faktoren (Nahrung, Lebensraumqualität, Witterung) und inneren Faktoren (Populationsdichte) die Reproduktion bestimmen.

Untersuchungen zu der genetischen Struktur der Schwarzwild Population stehen noch aus.

Streckenauswertungen & Umfragen

Eine weitere Ausweitung und häufigere Durchführung von Bewegungsjagden könnte den Frischlingsanteil an der Strecke und somit die Gesamtstrecke deutlich steigern. Insbeson-

dere revierübergreifende Bejagung ist aufgrund der Bewegungsmuster und der Lernfähigkeit des Schwarzwildes unbedingt erforderlich und müsste in den waldarmen Ausbreitungsgebieten deutlich gesteigert werden. In diesen Regionen bietet diese Bejagungsform oftmals die einzige Möglichkeit, flächendeckende effektive Bewegungsjagden durchzuführen. Insgesamt erscheinen vor allem die revierübergreifende Zusammenarbeit und Bejagung, insbesondere zwischen Wald- und Feldrevieren, zwingend notwendig zu sein. Vor allem in den Gebieten, in denen Schwarzwild als „neue“ Wildart auftritt, scheinen Schulungen zu Biologie und Bejagung des Schwarzwildes notwendig zu sein, denn hier blieben die Fragen am häufigsten unbeantwortet. Die relativ gleichmäßige „Beliebtheit“ der verschiedenen Bejagungsformen zur Bestandsreduktion lässt darauf schließen, dass individuelle und regionale „Vorlieben“ in zukünftige Bejagungskonzepte eingearbeitet werden müssen. Umfassende Informations- und Schulungsveranstaltungen in allen Landesteilen könnten die Bereitschaft zu einer gesteigerten Bejagung und den Erfahrungsaustausch zwischen den Regionen fördern. In Zukunft sollen weitere Umfragen zu Meinungsbild und regionalen Bejagungsmöglichkeiten stattfinden.

Im langfristigen Mittel sind die Jagdstrecken in Niedersachsen im letzten Jahrzehnt nicht so stark angestiegen wie in den meisten übrigen Bundesländern. Es erscheint sogar beinahe so, als ob die Jagdstrecken hier stagnieren. Es wäre wünschenswert, dass dieses nicht nur eine statistische Schwankung oder auf besondere räumliche und klimatische Bedingungen zurückzuführen ist, sondern dass die langfristige Schwarzwildforschung in Niedersachsen tatsächlich auch in der jagdlichen Praxis Anwendung gefunden hat und sich die enge Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, Politik, Jagdverband und Jägern weiterhin positiv auswirkt.

Bejagungsempfehlungen

Für eine Bestandsregulation müssen in erster Linie eine an die Bestandssituation angepasste Frischlingsbejagung begleitet von Streckensteigerung gefordert werden. Hierzu bietet sich insbesondere an, vermehrt revierübergreifende bzw. parallel veranstaltete Bewegungsjagden durchzuführen. Der jährliche Zuwachs muss unbedingt abgeschöpft werden, um nicht der enormen Reproduktionsrate „hinterher zu jagen“. Um die abzuschöpfenden Bestandszahlen zu kennen sind möglichst genaue Bestandserfassungen notwendig. Ggf. muss mit gezielter Altersklassenbejagung gezielt in die Reproduktionstragenden Altersklassen eingegriffen werden.

Im langfristigen Mittel liegen die vorgeburtlichen Zuwachsraten bei 240% (teilweise bis über 260% jährlich) bezogen auf den gesamten Grundbestand. Zieht man hiervon eine natürliche Frischlingssterblichkeit von ca. 15 % ab (Übersicht in FONSECA et al. 2011), so bleibt

ein jährlicher Zuwachs von 204 % der wieder abgeschöpft werden muss, um wieder auf den Grundbestand zu kommen. D.h. es müssen jedes Jahr 67% des Sommerbestandes aus der Population entnommen werden. KEULING et al. (2013) haben in 16 Untersuchungsgebieten in ganz Europa die Mortalitätsraten berechnet. In Deutschland lagen die Mortalitätsraten (inkl. natürlicher Sterblichkeit) lediglich bei 54 %. D.h. also dass die Abschöpfung, also die Bejagung, insgesamt nicht ausreichend ist, den Zuwachs langfristig abzuschöpfen. Insbesondere die Jugendklasse (AK1+AK2) überlebt zu stark, sie tragen jedoch mit 75 % zur gesamten Reproduktion bei!

Am Beispiel der Drückjagden und des Bejagungssystems in der Jägerschaft Bremervörde zeigt sich, dass entsprechende Bejagung erreicht werden kann. Es muss gemeinschaftlich gejagt werden. Dieses lässt sich insbesondere durch revierübergreifende Drückjagden erreichen.

Aus den Erkenntnissen lassen sich darüber hinaus grundsätzliche Bejagungsmöglichkeiten ziehen. Im Sommer stecken die Sauen insbesondere im Raps, ein Großteil der Rotten verlagert ihr Streifgebiet in die Felder, im Wald sollte nun, wie schon in der Jagdpraxis beschrieben, Jagdruhe herrschen. Raumnutzungsgrößen und Bewegungsmuster sollten auch als Grundlage für Bejagungseinheiten dienen: Wie viele Reviere müssen mindestens zusammenarbeiten? Hierbei ist die mittlere Anzahl von sieben durchlaufenen Revieren sicherlich eine gute Kenngröße, so dass Bejagungseinheiten mindestens zehn Jagdbezirke umfassen sollten und somit eine Schwarzwildbejagungseinheit etwa 6.000 ha Fläche haben sollte.

Um effektiv in die zukünftige Reproduktion einzugreifen, ist zu empfehlen, dass Frischlinge und Überläufer intensiv auf Bewegungsjagden bejagt werden sollten. Auf der Einzeljagd, insbesondere an der Kirschung, wo ein genaues ansprechen möglich sein kann, sollten wenn möglich junge Bachen erlegt werden (und nicht Frischlinge), da diese die Stücke mit der individuell höchsten Lebensreproduktionserwartung sind. Eine Bejagung von alten Leitbachen macht weitgehend keinen Sinn, außer es werden sehr spezielle Ziele verfolgt (z.B. spezialisierte Rotten).

Die jagdliche Regulation des Schwarzwildes ist möglich, man muss nur wollen!

Dieses wird bei einem Großteil der Jäger auch verwirklicht. Es reicht jedoch aus, wenn ein kleinerer Teil der Jäger, aus welchen Gründen auch immer, bei der gemeinschaftlichen intensiven Bejagung nicht ausreichend bejagt, bzw. nicht daran teilnimmt. Dann werden die Bestände auch weiterhin ansteigen.

13. Veröffentlichungen

Wissenschaftliche Veröffentlichungen

KEULING O, BAUBET E, DUSCHER A, EBERT C, FISCHER C, MONACO A, PODGÓRSKI T, PREVOT C, RONNENBERG K, SODEIKAT G, STIER N, THURFJELL H (2013): Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. Eur. J. Wildl. Res. 59 (6), 805-814.

Jagdpresse

HERBST C (2011) Schwarzwildprojekt im Landkreis Rotenburg. Bremervörder Jagdmagazin
HERBST C, KEULING O (2011): Schwarzwildmanagement in Niedersachsen - "Olle Kamellen"? NJ 16/2011a, 36-39.
KEULING O (2011): Ja, wonach sucht sie denn? Jäger 3/2011, 38-39.
KEULING O (2011): Verlockendes Feld. Jäger 6/2011, 14-16.
KEULING O (2011): Sauerernte im Feld. Wild und Hund 15/2011, 12-17.
NEUBERT F (2011): Was wissen Sie über Sauen? Wild und Hund 16/2011, 93.
Herbst C (2012) Schwarzwild Management - Wie das Jahr 2011 gelaufen ist. Blattzeit Jägerschaft OHZ. Wi/FJ 2012, 4-6
Herbst C (2012) Neues Projekt Schwarzwildmanagement in Niedersachsen. Pirsch 2/2012, 25
Herbst C (2012) Den Wildschweinen auf der Spur - Schwarzwildprojekt im Landkreis Rotenburg. BRV Jagdmagazin 2012, 34
Herbst C (2012) Den Wildschweinen auf der Spur - Schwarzwildprojekt vor Ort. De Dreeleöper. Jägerschaft Cuxhaven 2012.
KEULING O (2012) Bis dass der Tod sie scheidet? Jäger 7/2012, 36-39.
KEULING O (2012) Die helle Freude. Jäger 5/2012, 24-27.
KEULING O (2012) Viel Frass viel Mutterglück. Jäger 2/2012, 20-23.
KEULING O (2012) Wenn das Schwarzwild zur Plage wird. mais 4/2012, 190-193.
KEULING O (2013): Die Sauenflut. Jäger 5/2013a, 44-47
KEULING O (2013): Sauschlau. Pirsch 9/2013d, 30-35.
KEULING O (2013): Sauschlau. unsere Jagd 5/2013e, 36-41.
KEULING O (2013): Sauschlau. Niedersächsischer Jäger 13/2013f, 18-23.

Tagungsbeiträge

HERBST C, KEULING O (2011): The wild boar *Sus scrofa* L. as neighbour in an agricultural landscape - A new project. 85th Annual Meeting of the German Society of Mammalogy, Luxembourg (L), 13th-17th September 2011. Mamm Biol 76 abstracts:12. Poster
HERBST C, KEULING O (2011): The wild boar *Sus scrofa* L. as neighbour in an agricultural landscape - A new project. 8th European Vertebrate Pest Management Conference. Berlin, 26th-30th September 2011. abstracts:224. Vortrag
KEULING O (2011): "Human dimension" der Schwarzwildbejagung. Wir zählen, 20 Jahre Wildtiererfassung Niedersachsen (WTE) - Festakt und Symposium. Hannover, 20.05.2011. Tagungsband: 36-38. Vortrag
KEULING O (2011): The "human dimension" in wild boar management. 85th Annual Meeting of the German Society of Mammalogy. Luxembourg (L), 13th-17th September 2011. Mamm Biol 76 abstracts:13. Vortrag
KEULING O (2011): Managing wild boar - considerations for wild boar management based on game biology data. 8th European Vertebrate Pest Management Conference. Berlin, 26th-30th September 2011. abstracts:216-217. Vortrag
KEULING O (2011): Managing wild boar - considerations for wild boar management based on game biology data. VWJD-Tagung "Wildtiere und Industriegesellschaft". Freising, 14.-15. Oktober 2011. Vortrag
KEULING O, BAUBET E, DUSCHER A, EBERT C, FISCHER C, MONACO A, PODGORSKI T, PREVOT C, SODEIKAT G, STIER N, THURFJELL H (2011): Mortality rates of wild boar in Europe as a tool for wild boar management. In: PUIGCERVER M, JD RODRIGUEZ TEJEIRO, F BUNER (Hrsg.). XXXth IUGB Congress and Perdix XIII, Barcelona, 5th-9th September 2011. abstracts:161. Vortrag
BURS O, HERBST C, KEULING O, BRÜN J (2012): Habitat use of wild boar (*Sus scrofa* L.) - agricultural vs. forest dominated area. 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 12.
DAIM A, HAUKE L, KEULING O (2012): Field mapping of economic damages in agricultural crops caused by wild boar (*Sus scrofa*) with kite aerial photography (KAP) and GIS support. 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. poster presentation, 54.
DAIM A, KEULING O (2012): Field mapping of economic damages in grasslands caused by wild boar (*Sus scrofa*). 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 34.
GETHÖFFER F (2012): Methods in reproduction and fertility of wild boar. 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 16.
GLENSK C, MÜLLER B, BRÜN J (2012): Multiple Vaterschaften beim Europäischen Wildschwein, (*Sus scrofa* L.). Wildtiere in Raum und Zeit - Jahrestagung der VWJD, Bonn, 12.-14. Oktober 2012. oral presentation, 16.
HERBST C, KEULING O (2012): Where to go, if you have the coice? Spatial pattern of wild boar (*Sus scrofa* L.) in an agricultural dominated landscape. 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 11.
HERBST C, KEULING O (2012): Where to go, if you have the coice? Spatial pattern of wild boar (*Sus scrofa* L.) in an agricultural dominated landscape. Wildtiere in Raum und Zeit - Jahrestagung der VWJD, Bonn, 12.-14. Oktober 2012. Talk. 9-10.
KEULING O (2012): "Human dimension in wild boar management. 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 33.
PASSON C, KEULING O, NEUBAUER D, GRÄBER R, BRÜN J (2012): Estimating wild boar (*Sus scrofa*) density using camera traps and distance sampling. 9th International Symposium on Wild boar and other Suids, Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 9.
PASSON C, KEULING O, NEUBAUER D, GRÄBER R, BRÜN J (2012): Estimating wild boar (*Sus scrofa*) density using camera traps and distance sampling. Wildtiere in Raum und Zeit - Jahrestagung der VWJD, Bonn, 12.-14. Oktober 2012. oral presentation, 9.
HERBST C, KEULING O, DAIM A, BURS O (2013): Habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in an agricultural area - a problem? 31st IUGB Congress. Brussels - Belgium, 27.-29-08.2013.

- KEULING O (2013): "Human dimension" in wild boar management. 31st IUGB Congress. Brussels - Belgium, 27.-29-08.2013.
- KEULING O (2013): Schwarzwild: Bejagungsstrategien und Schadvermeidung. In: RAUMBERG-GUMPENSTEIN H (Hrsg.). 19. Österreichische Jägertagung 2013, Aigen im Ennstal, 25.+26.02.2013. 11-14.
- KEULING O, DAIM A, GIESE L (2013): Wild boar rooting on grassland: Influencing factors and management considerations. 87th Annual Meeting of the German Society of Mammology - Prague. 27.-29-08.2013.
- KEULING O, DAIM A, HAUKE L (2013): Mapping of crop damages caused by wild boar with KAP and GIS support. 31st IUGB Congress, Brussels - Belgium, 27.-29-08.2013.
- MÜLLER B, BRÜN J (2013): Wild Boar population size estimated by hunting bag genotyping. In: LECOCQ Y (Hrsg.). 31st IUGB Congress, Brussels - Belgium, 27.-29-08.2013. International Union of Game Biologists, 130.
- MÜLLER B, GLENSK C, BRÜN J (2013): Mothers baby, fathers maybe: occurrence and frequency of multiple paternities in European wild boar. In: LECOCQ Y (Hrsg.). 31st IUGB Congress, Brussels - Belgium, 27.-29-08.2013. International Union of Game Biologists, 305.

Rundfunk-Beiträge

- Milost, S (2011) NaturNah: Wildschweine. Tierdokumentation. NDR Fernsehen. veröffentlicht Dienstag, 15. Februar 2011, 18.15 Uhr
- Giese S (2011) Schwarzwild-Versuchsprojekt Bremervörde: Die Anzahl der Wildschweine nimmt weiter zu, um das zu unterbinden, will man die Tiere jetzt effektiver bejagen. Radiointerview mit den Projektmitarbeitern C Herbst, C Passon, O Burs. Nordwestradio. veröffentlicht 11. März 2011
- Pulß S, Theessen H (2011) Radiointerview mit Meyer C, Fricke D, Abel I, KEULING O, HEINS R, Kinser A: Außer Rand und Band - Landesjägerschaft sieht das Gleichgewicht in den niedersächsischen Wäldern gestört Nordwestradio unterwegs. Live Landvolkhaus Zeven, 14.12.2011, 15:05 Uhr

Abschlussarbeiten

- GIESE L (2011) Einfluss der Bodenfauna auf das Umbruchverhalten von Schwarzwild (*Sus scrofa* L.) auf Grünlandflächen. Bachelorarbeit, GWLU Hannover
- PASSON C (2012) Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung der Populationsdichte des Wildschweins (*Sus scrofa*). Diplomarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, RFWU Bonn
- BURS O (2012) Raum- und Habitatnutzung des Wildschweins (*Sus scrofa*) in einer agrardominierten Landschaft in Niedersachsen. Diplomarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, RFWU Bonn
- GLENSK C (2012) Untersuchung von multiplen Vaterschaften beim Wildschwein, *Sus scrofa*. Bachelorarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, RFWU Bonn
- JARAUSCH A (2012) Untersuchungen zum pränatalen Geschlechterverhältnis beim Wildschwein, *Sus scrofa*. Bachelorarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, RFWU Bonn
- SALVADOR DE OLIVEIRA CH (2012): Ecologia e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul. doctoral thesis. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 137 S.
- HAUKE L (2013): Kite Aerial Photographie der Schwarzwildschäden im Untersuchungsgebiet Kuhstedt/Els. Bachelorarbeit, GWLU Hannover, 24 S.
- SANGE M (2013): Einfluss von Witterung und Nahrungsangebot auf das vorgeburtliche Geschlechterverhältnis bei Wildschweinföten. Bachelorarbeit, GWLU Hannover, 47 S.
- AHLERS H (2013): Untersuchungen zum Eintritt in die Geschlechtsreife beim männlichen europäischen Wildschwein (*Sus scrofa* L.). Bachelorarbeit, GAU Göttingen, 29 S.
- KRÜGER S (2013): Erstellung eines Habitateignungsmodells für Niedersachsen mittels Mahalanobis-Distanz am Beispiel des Schwarzwilds. Masterarbeit, TU Braunschweig, 38 S.
- DAX JV (2014) Beurteilung von Schwarzwildschäden in landwirtschaftlichen Kulturen mittels Luftaufnahmen im Gebiet Uelzen/Lüneburg (Niedersachsen), Masterarbeit, BoKu Wien und TiHo Hannover. 59 S.
- EVERSMANN (2014) Schwarzwild im Fokus – Dichtebestimmung per Fotofalle. Masterarbeit, WWU Münster und TiHo Hannover.
- DAIM A (2014) Kartierung von Wildschäden verursacht durch *Sus scrofa* an Grünlandflächen. Masterarbeit, BoKu Wien und TiHo Hannover
- REINKE H (2014) „Wild geknipst“ - Dichtebestimmung von Wildtierpopulationen in zwei niedersächsischen Waldgebieten mittels Kamerafallen. Masterarbeit, GAU Göttingen und TiHo Hannover
- JARAUSCH A (in Arbeit) Genetic structures and inbreeding of wild boar populations in Lower Saxony. Master Thesis, RFWU Bonn
- HERBST C (in Arbeit). Comparison of space and habitat use in different regions of Europe. Doctoral Thesis, TiHo Hannover
- MÜLLER B (in Arbeit.) Size, structure and reproductive behaviour of different wild boar populations in Lower Saxony. Doctoral Thesis, RFWU Bonn

Vorträge

ca. 60 Vorträge vor Hegeringen, Jägerschaften und Hegegemeinschaften durch Dr. O Keuling, C Herbst und weitere Projektmitarbeiter

Weitere Veröffentlichungen in Jagdpresse und wissenschaftlichen Zeitschriften sind in Vorbereitung und folgen nach Abgabe dieses Berichtes

14. Literatur

- ABAIGAR T (1992): Paramètres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la péninsule ibérique. *Mammalia* 56 (2), 245-250.
- ABERJS, ABER SW, JANOCKO J, ZABIELSKI R, GORSKA-ZABIELSKA M (2008): High-Altitude Kite Aerial Photography. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 193 111, 49-60.
- ACEVEDO P, VICENTE J, VILLANUA D, ALZADA V, PEREZ E, GORTAZAR C (2005): Effects of the landscape structure on wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) abundance and hunting effectiveness in Atlantic Spain. In: POHLMAYER KV (Hrsg.). XXVIIth Congress of IUGB, 28. Aug.-3. Sept. Extended abstracts, Hanover, Germany. 259-260.
- AHLERS H (2013): Untersuchungen zum Eintritt in die Geschlechtsreife beim männlichen europäischen Wildschwein (*Sus scrofa* L.). Georg-August-Universität zu Göttingen Göttingen, 29 S.
- AHMAD E, BROOKS JE, HUSSAIN I, KHAN MH (1995): Reproduction in Eurasian wild boar in central Punjab, Pakistan. *Acta Theriol.* 40 (2), 163-173.
- AHRENS M (1984): Untersuchungen zur Reproduktion beim Schwarzwild. *Beitr. Jagd- u. Wildforschung* 13, 231-243.
- AMICI A, SERRANI F, ROSSI CM, PRIMI R (2012): Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the "refuge effect". *Agronomy for Sustainable Development* 32 (3), 683-692.
- ANDRZEJEWSKI R, JEZERSKI W (1978): Management of a Wild Boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriol.* 23 (19), 309-339.
- APPELIUS M (1995): Einflüsse auf die Populationsdynamik von weiblichen Schwarzwild-Frischlingen aus dem nördlichen Regierungsbezirk Braunschweig und dem Forstamt Saupark. Dissertation. Tierärztlichen Hochschule Hannover, 132 S.
- ARRINGTON DA, TOTH LA, JR. JWK (1999): Effects of rooting by feral Hogs *Sus scrofa* L. on the structure of a floodplain vegetation assemblage. *Wetlands* 19 (3), 535-544.
- BARRIOS-GARCIA MN, BALLARI SA (2012): Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14 (11), 2283-2300.
- BAUBET E, BONEFANT C, BRANDT S (2004): Diet of the wild boar in the French Alps. In: FONSECA C, J HERRERO, A LUIS, AMVM SOARES (Hrsg.). *Wild Boar Research 2002. A selection and edited papers from the "4th International Wild Boar Symposium"*, Lousa, Portugal, 19-22 September 2002. Vol. *Galemys*, 16 Special Issue, 101-114.
- BÖCK P (1989): *Romeis Mikroskopische Technik. Urban und Schwarzenberg, München- Wien- Baltimore.*
- BOITANI L, MATTEI L, NONIS D, CORSI F (1994): Spatial and activity patterns of wild boar in Tuscany, Italy. *J. Mammal.* 75 (3), 600-612.
- BOITANI L, TRAPANESE P, MATTEI L (1995a): Demographic patterns of a wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. *IBEX J. Mt. Ecol.* 3, 197-201.
- BOITANI L, TRAPANESE P, MATTEI L, NONIS D (1995b): Demography of a wild boar (*Sus scrofa*,L.) population in Tuscany, Italy. *Gibier Faune Sauvage* 12, 109-132.
- BORKOWSKI J, PALMER SF, BOROWSKI Z (2011): Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? *Acta Theriol.* 56 (3), 239-253.
- BRIEDERMANN L (1986): *Schwarzwild. 1st edition Aufl., VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 540 S.*
- BRIEDERMANN L (1990): *Schwarzwild. 2nd Aufl., Neumann-Neudamm, Melsungen, 540 S.*
- BRIEDERMANN L (2009): *Schwarzwild. Neuauflage bearbeitet von B. Stöcker Aufl., Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart, 596 S.*
- BUCKLAND ST, ANDERSON DR, BURNHAM KP, LAAKE JL, BORCHERS DL, THOMAS L (2001): *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.*
- BUENO CG, ALADOS CL, GOMEZ-GARCIA D, BARRIO IC, GARCIA-GONZALES R (2009): Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *J. Zool.* 279, 195-202.
- BURS O (2012): *Raum- und Habitatnutzung des Wildschweins (Sus scrofa) in einer agrardominierten Landschaft in Niedersachsen. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn Bonn, 1-62 S.*
- BYERS CR, STEINHORST RK, KRAUSMAN PR (1984): Clarification of a technique for analysis of utilisation-availability data. *J. Wildl. Manage.* 48 (3), 1050-1053.
- CAHILL S, LLIMONA F, CABANEROS L, CALOMARDO F (2012): Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodiversity and Conservation* 35 (2), 221-233.
- CAHILL S, LLIMONA F, GRACIA J (2003): Spacing and nocturnal activity of wild boar *Sus scrofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildl. Biol.* 9 Suppl (Suppl. 1), 3-13.
- CAI J, JIANG Z, ZENG Y, LI C, BRAVERY B (2008): Factors affecting crop damage by wild boar and methods of mitigation in a giant panda reserve. *Eur. J. Wildl. Res.* 54 (4), 723-728.
- CARLING MD, WISEMAN PA, BYERS JA (2003): Microsatellite analysis reveals multiple paternity in a population of wild pronghorn antelopes (*Antilocapra americana*). *J. Mammal.* 84 (4), 1237-1243.
- CAYLOR J (2000): Aerial photography in the next decade. *Journal of Forestry* 98, 17-19.
- CHERRY S (1996): A comparison of confidence interval methods for habitat use-availability studies. *J. Wildl. Manage.* 60 (3), 653-658.
- CHRISTIE MR (2010): Parentage in natural populations: novel methods to detect parent-offspring pairs in large data sets. *Mol. Ecol. Res.* 10 (1), 115-128.
- CLARK AB (1978): Sex ratio and local resource competition in a prosimian primate. *Science* 201, 163-165.

- CLUTTON-BROCK TH, IASON GR (1986): Sex Ratio Variation in Mammals. The Quarterly Review of Biology 61 (3), 339-374.
- CORNER GW (1915): The corpus luteum of pregnancy, as it is in swine. Contrib. Embryol. 2, 69-94.
- COSTA V, PEREZ-GONZALEZ J, SANTOS P, FERNANDEZ-LLARIO P, CARRANZA J, ZSOLNAI A, ANTON I, BUZGO J, VARGA G, MONTEIRO N, BEJA-PEREIRA A (2012): Microsatellite markers for identification and parentage analysis in the European wild boar (*Sus scrofa*). BMC Research Notes 5, 479.
- DALÜGE G (2008): Schwarzwildschäden im Grünland. In: PEGEL M (Hrsg.). Schwarzwildbewirtschaftung, Fachseminar im Kloster Reute, 30. September 2008. Vol. 7 Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf - Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei - Wildforschungsstelle Aulendorf, 11-14.
- DARDAILLON M (1987): Seasonal feeding habits of the wild boar in a Mediterranean wetland, the Camargue (Southern France). Acta Theriol. 32 (23), 389-401.
- DELGADO-ACEVEDO J, ZAMORANO A, DEYOUNG RW, CAMPBELL TA, HEWITT DG, LONG DB (2010): Promiscuous mating in feral pigs (*Sus scrofa*) from Texas, USA. Wildl. Res. 37 (7), 539-546.
- DELGADO R, FERNANDEZ-LLARIO P, AZEVEDO M, BEJA-PEREIRA A, SANTOS P (2008): Paternity assessment in free-ranging wild boar (*Sus scrofa*) – Are littermates full-sibs? Mamm. Biol. 73, 169-176.
- DEYOUNG RW, DEMARAIS S, GONZALES RA, HONEYCUTT RL, GEE KL (2002): Multiple paternity in white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) revealed by DNA microsatellites. J. Mammal. 83 (3), 884-892.
- DINTER U (1991): Das Raum-Zeitverhalten von Schwarzwild im Grunewald in den Sommermonaten unter besonderer Berücksichtigung menschlicher Störungen. Dissertation. Ludwig-Maximilian-Universität München, 122 S.
- DINTER U (1996): Raumnutzung und Nahrungserwerb im urbanen Bereich. In: COMMICHAU C (Hrsg.). Symposium zur Ökologie de Schwarzwildes am 15. und 16. April 1996, Mainz. Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen, 61-64.
- DZIUK PJ (1977): Reproduction in pigs. In: COLE HH, PT CUPPS (Hrsg.). Reproduction in domestic animals. London, Academic Press. 455-474.
- EBERT C, HUCKSCHLAG D, SCHULZ HK, HOHMANN U (2010): Can hair traps sample wild boar (*Sus scrofa*) randomly for the purpose of non-invasive population estimation? Eur. J. Wildl. Res. 56 (4), 583-590.
- EBERT C, KNAUER F, SPIELBERGER B, THIELE B, HOHMANN U (2012): Estimating wild boar *Sus scrofa* population size using faecal DNA and capture-recapture modelling. Wildl. Biol. 18 (2), 142-152.
- EISFELD D, HAHN N (1998): Raumnutzung und Ernährungsbasis von Schwarzwild. Abschlussbericht an das Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg. Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft, Forstzoologisches Institut Universität Freiburg,, Stegen-Wittental.
- ENGEMAN R, CONSTANTIN B, NELSON M, WOOLARD J, BOURASSA J (2001): Monitoring changes in feral swine abundance and spatial distribution. Environmental Conservation 28 (3), 235-240.
- ENGEMAN RM, MASSEI G, SAGE M, GENTLE MN (2013): Monitoring wild pig populations: a review of methods. Environmental Science and Pollution Research 20 (11), 8077-8091.
- FERNANDEZ-LLARIO P, MATEOS-QUESADA P, SILVERIO S, SANTOS P (2003): Habitat effects and shooting techniques on two wild boar (*Sus scrofa*) populations in Spain and Portugal. Z. Jagdwiss. 49 (2), 120-129.
- FERNANDEZ-LLARIO P, PARRA A, CERRATO R, HERMOSO DE MENDOZA J (2004): Spleen size variations and reproduction in a Mediterranean population of wild boar (*Sus scrofa*). Eur. J. Wildl. Res. 50, 13-17.
- FERREIRA E, SOUTO L, SOARES AMVM, FONSECA C (2009): Genetic structure of the wild boar population in Portugal: Evidence of a recent bottleneck. Mamm. Biol. 74 (4), 263-273.
- FISCHER C, GOURDIN H, OBERMANN M (2004): Spatial behaviour of the wild boar in Geneva, Switzerland: testing methods and first results. In: FONSECA C, J HERRERO, A LUIS, AMVM SOARES (Hrsg.). Wild Boar Research 2002. A selection and edited papers from the "4th International Wild Boar Symposium", Lousa, Portugal, 19-22 September 2002. Vol. Galemys, 16 Special Issue, 149-155.
- FONSECA C, DA SILVA AA, ALVES J, VINGADA J, SOARES AMVM (2011): Reproductive performance of wild boar females in Portugal. Eur. J. Wildl. Res. 57 (2), 363-371.
- FONSECA C, KOLECKI M, MERTA D, BOBEK B (2007): Use of line intercept track index and plot sampling for estimating wild boar, *Sus scrofa* (Suidae), densities in Poland. Folia Zool. 56 (4), 389-398.
- FONTANESI L, SCOTTI E, RUSSO V (2008): Differences of the porcine amelogenin X and Y chromosome genes (AMELX and AMELY) and their application for sex determination in pigs. Molecular Reproduction and Development 75 (11), 1662-1668.
- FRANKE U, GOLL B, HOHMANN U, HEURICH M (2012): Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. Animal Biodiversity and Conservation 35 (2), 285-293.
- FRANZETTI B, RONCHI F, F. M, SCACCO M, CALMANTI R, CALABRESE A, PAOLA A, PAOLO M, FOCARDI S (2012): Nocturnal line transect sampling of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean forest: long-term comparison with capture-mark-resight population estimates. Eur. J. Wildl. Res. 58, 385-402.
- FRUZINSKI B (1995): Situation of wild boar populations in western Poland. IBEX J. Mt. Ecol. 3, 186-187.
- GABOR TM, HELLGREN EC, VAN DEN BUSCHE RA, SILVY NJ (1999): Demography, sociospatial behaviour and genetics of feral pigs (*Sus scrofa*) in a semi-arid environment. J. Zool., Lond. 247, 311-322.
- GAILLARD J-M, BRANDT S, JULLIEN J-M (1993): Body weight effect on reproduction of young Wild Boar females: A comparative analysis. Folia Zool. 42 (3), 204-212.
- GALLO ORSI U, SICURO B, DURIO P, CANALIS L, MAZZONI G, SERZOTTI E, CHIARIGLIONE D (1995): Where and when: the ecological parameters affecting wild boars choice while rooting in graslands in an alpenin valley. IBEX J. Mt. Ecol. 3, 160-164.

- GAMELON M, GAILLARD JM, BAUBET E, DEVILLARD S, SAY L, BRANDT S, GIMENEZ O (2013): The relationship between phenotypic variation among offspring and mother body mass in wild boar: evidence of coin-flipping? . J. Anim. Ecol. 82, 937-945.
- GEISSER H, REYER H-U (2005): The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). J. Zool., Lond. 267, 89-96.
- GENOV P (1981a): Die Verbreitung des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L.) in Eurasien und seine Anpassung an die Nahrungsverhältnisse. Z. Jagdwiss. 27, 221-231.
- GENOV P (1981b): Food Composition of Wild Boar in North-eastern and Western Poland. Acta Theriol. 26 (10), 185-205.
- GERARD JF, CARGNELUTTI B, SPITZ F, VALET G, SARDIN T (1991): Habitat use of wild boar in a French agroecosystem from late winter to early summer. Acta Theriol. 36 (1-2), 119-129.
- GETHÖFFER F (2005): Reproduktionsparameter und Saisonalität der Fortpflanzung des Wildschweins (*Sus scrofa*) in drei Untersuchungsgebieten Deutschlands. Dissertation. Tierärztliche Hochschule Hannover, 143 S.
- GETHÖFFER F, NEUBAUER D, KEULING O, SODEIKAT G (2010): Reproduction characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) in Lower Saxony, Germany. 8th Symposium on Wild Boar and other suids York, 01.-04.09.2010. poster, 59.
- GETHÖFFER F, SODEIKAT G, POHLMAYER K (2007): Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. Eur. J. Wildl. Res. 53, 287-297.
- GIESE L (2011): Einfluss der Bodenfauna auf das Umbruchverhalten von Schwarzwild (*Sus scrofa* L.) auf Grünlandflächen. Bachelorarbeit. Tierärztliche Hochschule Hannover Hannover, 34 S.
- GILL R, BRANDT G (2010): The use of thermal imaging to estimate densities of wild boar. 8th Symposium on Wild Boar and other suids York, 01.-04.09.2010. poster, 44.
- GORECKI MT (2003): Sex-ratio in litters of domestic pigs (*Sus scrofa* f. *domestica* Linnaeus 1758). Biol. Lett. 40, 111-118.
- GORTAZAR C, ACEVEDO P, RUIZ-FONS F, VICENTE J (2006): Disease risks and overabundance of game species. Eur. J. Wildl. Res. 52, 81-87.
- GRÄBER R, SIEBERT U, STRAUß E, HABBE B, NEUBAUER D (2011): Schalenwildmonitoring in Niedersachsen. Zwischenbericht 2011 Landesjägerschaft Niedersachsen e.V., Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Institut für Aquatische und Terrestrische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.
- GRÄBER R, SIEBERT U, STRAUß E, HABBE B, NEUBAUER D (2013): Schalenwildmonitoring in Niedersachsen. Zwischenbericht 2012 Landesjägerschaft Niedersachsen e.V., Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Institut für Aquatische und Terrestrische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.
- HABERMEHL KH (1985): Altersbestimmung bei Wild und Pelztieren. 2. Auflage Aufl., Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- HAPP N (2007): Hege und Bejagung des Schwarzwildes. 2. vollständig überarbeitete Auflage Aufl., Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart, 179 S.
- HAPP N (2009): Tod den Leitbächen. Wild und Hund 10, 14-19.
- HAPP N (2010): Leitbächen = Leidbächen? Jäger 2/2010, 38-41.
- HARRIS S, CRESSWELL WJ, FORDE PG, TREWHELLA WJ, WOOLARD J, WRAY S (1990): Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Rev. 20 (2/3), 97-123.
- HEBEISEN C, FATTEBERT J, BAUBET E, FISCHER C (2008): Estimating wild boar (*Sus scrofa*) abundance and density using capture-resights in Canton of Geneva, Switzerland. Eur. J. Wildl. Res. 54 (3), 391-401.
- HEEZEN K, TESTER JR (1967): Evaluation of radiotracking by triangulation with special reference to deer movements. J. Wildl. Manage. 31 (1), 124-141.
- HENNIG R (2001): Schwarzwild - Biologie, Verhalten, Hege und Jagd. BLV-Verlagsgesellschaft, München.
- HENRY VG (1968): Fetal development in European wild hogs. J. Wildl. Manage. 32 (4), 967-970.
- HERBST C, KEULING O, DAIM A, BURS O (2013): Habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in an agricultural area - a problem? In: LECOQ Y (Hrsg.). 31st IUGB Congress, Brussels - Belgium, 27.-29-08.2013. International Union of Game Biologists, 151.
- HERRERO J, GARCIA-SERRANO A, COUTO S, ORTUÑO VM, GARCIA-GONZALEZ R (2006): Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. Eur. J. Wildl. Res. 52, 245-250.
- HIRAO Y, NAGAI T, KUBO M, MIYANO T, MIYAKE M, KATO S (1994): In vitro growth and maturation of pig oocytes. J. Reprod. Fertil. 100 (2), 333-339.
- HOHMANN U (2005a): Rauschgebremst. Die Pirsch 16, 4-9.
- HOHMANN U (2005b): Schwarzwild: Die Sache mit der Leitbäche. Weidwerk 11, 16-20.
- HOHMANN U (2009): Sauen - Lustwild oder Frustwild. Öko Jagd 1, 3-5.
- HUCKSCHLAG D (2008): Development of a digital infrared video camera system for recording and remote capturing. Eur. J. Wildl. Res. 54 (4), 651-656.
- HUETTMANN F, LINKE J (2003): An automated method to derive habitat preferences of wildlife in GIS and telemetystudies: A flexible software tool and examples of its application. Z. Jagdwiss. 49, 219-232.
- HUTCHINSON JMC, WASER PM (2007): Use, misuse and extensions of "ideal gas" models of animal encounter. Biological Reviews 82 (3), 335-359.
- IFF U (1983): Altersbestimmung beim Schwarzwild. Wild und Hund 11, 26-30.
- IHDE J (2004): Untersuchung zu Streifgebieten und nächtlichen Bewegungen des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L.) in Südwest-Mecklenburg. Diplomarbeit. Technische Universität Dresden Dresden, 100 S.

- JONES AG, ARDREN WR (2003): Methods of parentage analysis in natural populations. *Mol. Ecol.* 12, 2511-2523.
- JONES OR, WANG JL (2010): COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Mol. Ecol. Res.* 10 (3), 551-555.
- KALINOWSKI ST, TAPER ML, MARSHALL TC (2007): Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Mol. Ecol.* 16 (5), 1099-1106.
- KEIL G, BLOME S (2012): ASFORCE – Auf der Suche nach einem Impfstoff gegen die Afrikanische Schweinepest. *Der Loeffler* 12 (2), 10.
- KENWARD RE (1987): *Wildlife radio tagging - Equipment, field techniques and data analysis.* Academic Press Inc., London, 222 S.
- KENWARD RE (2001): *A manual for wildlife radio tagging.* Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, 306 S.
- KEULING O (2001): Einfluß der Nahrungsgrundlage auf die Raumnutzung beim Schwarzwild (*Sus scrofa* L.) im Forstamt Knesebeck. unveröffentl. Diplomarbeit. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, absolviert am Institut für Wildtierforschung an der TiHo Hannover 72 S.
- KEULING O (2009): *Managing Wild Boar - Considerations for wild boar management based on game biology data.* PhD thesis. Dresden University of Technology, Tharandt. <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:14-qucosa-38928>, 23 S.
- KEULING O (2010): Habitat use of wild boar in a forest-agro-ecosystem in northern Germany. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 75 (Special issue), 14.
- KEULING O (2011a): "Human dimension" der Schwarzwildbejagung. Wir zählen, 20 Jahre Wildtiererfassung Niedersachsen (WTE) Festakt und Symposium Hannover, 20.05.2011. oral talk, 36-38.
- KEULING O (2011b): The "human dimension" in wild boar management. *Mamm. Biol.* 76 (special issue - 85th Annual Meeting of the German Society of Mammalogy, Luxembourg (L)), 13.
- KEULING O (2012): "Human dimension in wild boar management. 9th International Symposium on Wild Boar and other Suids Hannover, 2-6 September 2012. oral presentation, 33.
- KEULING O (2013a): Schwarzwild: Bejagungsstrategien und Schadvermeidung. In: RAUMBERG-GUMPENSTEIN H (Hrsg.). 19. Österreichische Jägertagung 2013, Aigen im Ennstal, 25.+26.02.2013. 11-14.
- KEULING O (2013b): Typisch Wildschwein? - von wegen! Jagd in Bayern 1/2013b, 26-28.
- KEULING O, BAUBET E, DUSCHER A, EBERT C, FISCHER C, MONACO A, PODGORSKI T, PREVOT C, RONNENBERG K, SODEIKAT G, STIER N, THURFJELL H (2013): Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *Eur. J. Wildl. Res.* 59 (6), 805-814.
- KEULING O, GETHÖFFER F, NEUBAUER D, HERBST C, PASSON C, NIEBUHR A, SIEBERT U (2012): Schwarzwild-Management in Niedersachsen - Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen in Niedersachsen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. Jahresbericht 2011 Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.
- KEULING O, SODEIKAT G, GETHÖFFER F, NEUBAUER D, NIEBUHR A, SALVADOR DE OLIVEIRA CH, MEINECKE B (2011): Schwarzwild-Management in Niedersachsen - Bestandsabschätzung und Reproduktion von Wildschweinpopulationen in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. Jahresbericht 2010 Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.
- KEULING O, SODEIKAT G, POHLMAYER K (2001): Habitat use of wild boar *Sus scrofa* L. in an agroecosystem in Lower Saxony (Germany) with special approach to source of food. In: HADJISTERKOTIS E (Hrsg.). "Wildlife Management in the 21st Century", 25th International Congress of IUGB, 3-7. Sept., Lemesos, Cyprus, 03.-07.09.2001. 109.
- KEULING O, STIER N (2009a): Bewegungsmuster von Schwarzwild im Herbst – Wie stark gefährdet ist der Mais? Kurzbericht neuerer Auswertungen als Ergänzung zum Abschlussbericht. Abschlussbericht 2002-2006 Oberste Jagdbehörde im Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern und Stiftung „Wald und Wild in Mecklenburg-Vorpommern“. Professur für Forstzoologie der TU Dresden, Tharandt.
- KEULING O, STIER N (2009b): Schwarzwild - Untersuchungen zu Raum- und Habitatnutzung des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L. 1758) in Südwest-Mecklenburg unter besonderer Berücksichtigung des Bejagungseinflusses und der Rolle älterer Stücke in den Rotten. Professur für Forstzoologie der TU Dresden, Tharandt. Abschlussbericht 2002-2006.
- KEULING O, STIER N, ROTH M (2006): Impact of hunting and environmental factors on activity and spatial utilisation of wild boar *Sus scrofa*. In: HADJISTERKOTIS E (Hrsg.). Sixth international symposium on wild boar (*Sus scrofa*) and sub-order suiformes, Kykkos, Cyprus, October 26-28 2006. Vol. abstracts Ministry of the Interior, Cyprus, 39.
- KEULING O, STIER N, ROTH M (2008): Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L. *Eur. J. Wildl. Res.* 54 (3), 403-412.
- KEULING O, STIER N, ROTH M (2009): Commuting, shifting or remaining? Different spatial usage patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. *Mamm. Biol.* 74 (2), 145-152.
- KRATOCHVIL Z, KUX Z, PIKULA J (1986): Age structure and reproduction of a population of *Sus scrofa* in Czechoslovakia. *Folia Zool.* 35 (4), 311-324.
- KRÜGER S (2013): Erstellung eines Habitatsignifikanzmodells für Niedersachsen mittels Mahalanobis-Distanz am Beispiel des Schwarzwilds. Masterarbeit. Technische Universität Braunschweig Braunschweig, 38 S.

- KUITERS AT, SLIM PA (2002): Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biol. Conserv.* 105 (1), 65-74.
- LANDETE-CASTILLEJOS T, GORTAZAR C, VICENTE J, FIERRO Y, GARCIA A, GALLEGU L (2004): Age-related foetal sex ratio bias in Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*): are male calves too expensive for growing mothers? . *Behavioral Ecology and Sociobiology* 56, 1-8.
- LANDKREIS OSTERHOLZ (2012): www.Landkreis-Osterholz.de.
- LEMEL J, TRUVE J, SÖDERBERG B (2003): Variation in ranging and activity behaviour of European wild boar *Sus scrofa* in Sweden. *Wildl. Biol.* 9 Suppl (Suppl. 1), 29-36.
- LINDEROTH P, ELLIGER A (2002): Schwarzwildschäden an landwirtschaftlichen Kulturen in Baden-Württemberg im Jagdjahr 2000/2001. *WFS-Mitteilungen* 1, 1-4.
- LITT M, LUTY JA (1989): A hypervariable microsatellite revealed by in vitro amplification of a dinucleotide repeat within the cardiac muscle actin gene. *American Journal of Human Genetics* 44 (3), 397-401.
- LOCKOW K-W, STUBBE C (1992): Neue Methoden der Altersbestimmung am erlegten Schwarzwild (*Sus scrofa* L., 1758). *Z. Jagdwiss.* 38, 73-80.
- LUCAS X, MARTINEZ EA, ROCA J, VAZQUEZ JM, GIL MA, PASTOR LM, ALABART JL (2002): Relationship between antral follicle size, oocyte diameters and nuclear maturation of immature oocytes in pigs. *Theriogenology* 58 (5), 871-885.
- MANZO M, BARTOLOMMEI P, ROWCLIFFE JM, COZZOLINO R (2012): Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriologica Sinica* 57, 165-172.
- MARCHAL R, VIGNERON C, PERREAU C, BALI-PAPP A, MERMILLOD P (2002): Effect of follicular size on meiotic and developmental competence of porcine oocytes. *Theriogenology* 57 (5), 1523-1532.
- MARRABLE AW, ASHDOWN RR (1967): Quantitative observations on pig embryos of known ages. *Journal of Agricultural Sciences* 69, 443-447.
- MARSHALL TC, SLATE J, KRUIK LE, PEMBERTON JM (1998): Statistical confidence for likelihood-based paternity inference in natural populations. *Mol. Ecol.* 7, 639-655.
- MARTYS MF (1982): Gehegebeobachtungen zur Geburts- und Reproduktionsbiologie des Europäischen Wildschweins (*Sus scrofa* L.). *Z. Säugetierkunde* 47, 100-113.
- MASSEI G, GENOV P (1995): Preliminary analysis of food availability and habitat use by the wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean area. *IBEX J. Mt. Ecol.* 3, 168-170.
- MASSEI G, GENOV PV, STAINES B, GORMAN ML (1997a): Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *J. Zool., Lond.* 242 (3), 411-423.
- MASSEI G, GENOV PV, STAINES B, GORMAN ML (1997b): Mortality of wild boar, *Sus scrofa*, in a Mediterranean area in relation to age and sex. *J. Zool., Lond.* 242 (3), 394-400.
- MATSCHKE GH (1967): Aging European wild hogs by dentition. *J. Wildl. Manage.* 31, 109-113.
- MAUGET R (1980): Home range concept and activity patterns of European wild boar (*Sus scrofa* L.) as determined by radio tracking. In: AMLANER CJ, DW McDONALD (Hrsg.). *A handbook of biotelemetry and radiotracking*. Oxford, Pergamon Press. 725-728.
- MAUGET R, PEPIN D (1991): Energy intake, growth and timing of puberty in the European wild boar *Sus scrofa* L. In: BOBEK PAR (Hrsg.). *18th IUGB Congress: Global trends in wildlife management.*, Krakow. Swiat Press, Krakow-Warszawa, 205-209.
- MELIS C, SZAFRANSKA PA, JEDRZEJEWSKA B, BARTON K (2006): Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J. Biogeogr.* 33, 803-811.
- MEYNHARDT H (1986): *Wildschweingeschichten*. 2. Aufl., Der Kindbuchverlag, Berlin.
- MEYNHARDT H (1990): *Schwarzwild-Report*. 8th Aufl., Neumann Verlag, Leipzig, Radebeul, 223 S.
- MILLSAUGH JJ, MARZLUFF JM (Hrsg.) (2001): *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo. 474 S.
- MİYANO T (2003): Bringing up small oocytes to eggs in pigs and cows. *Theriogenology* 59 (1), 61-72.
- MORGAN JL, GERGEL SE, COOPS NC (2010): *Aerial Photography: A Rapidly Evolving Tool for Ecological Management*. *BioScience* 60, 47-59.
- MOTLIK J, CROZET N, FULKA J (2003): Meiotic competence in vitro of pig oocytes isolated from early antral follicles. *Anim. Reprod. Sci.* 75 (1-2), 141-150.
- MÜLLER B, BRÜN JU (2012): Wild boar population size estimated by huntig bag genotyping. *Wildbiologische Forschungsberichte* 1, 105-112.
- MÜLLER P (2009): *Schwarzwild - Anpassungskünstler gegen jagdliche Intelligenz*. Neumann-Neudamm, Melsungen, 189 S.
- NAHLIK A, SANDOR G (2003): Birth rate and offspring survival in a free-ranging wild boar *Sus scrofa* population. *Wildl. Biol.* 9 Suppl (Suppl. 1), 37-42.
- NEEF J (2009): *Untersuchungen zur Reproduktionsdynamik beim mitteleuropäischen Wildschwein*. Inaugural-Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- NEET CR (1995): Population dynamics and management of *Sus scrofa* in Western Switzerland: a statistical modelling approach. *IBEX J. Mt. Ecol.* 3, 188-191.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK (2007): *Statistische Berichte Nutzungsarten der Bodenfläche Niedersachsen C I 1 / S 1 - j/04*. Heft 1.
- O'CONNELL AF, NICHOLS JD, KARANTH KU (2011): *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, Tokyo Dordrecht Heidelberg London New York.
- PICAVET P (1988): *Suspension Pendulaire Elliptique*. *KAPWA Magazine* 3.
- PLHAL R, KAMLER J, HOMOLKA M, ADAMEC Z (2011): An assessment of the applicability of photo trapping to estimate wild boar population density in a forest environment. *Folia Zool.* 60 (3), 237-246.

- PODGORSKI T, BAS G, JEDRZEJEWSKA B, SÖNNICHSEN L, ŚNIEZKO S, JEDRZEJEWSKI W, OKARMA H (2013): Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. *J. Mammal.* 94 (1), 109-119.
- POHLMAYER K, SODEIKAT G (2003): Population dynamics and habitat use of wild boar in Lower Saxony. Workshop on CSF, Hannover. 1-6.
- POTEAUX C, BAUBET E, KAMINSKI G, BRANDT S, DOBSON FS, BAUDOIN C (2009): Socio-genetic structure and mating system of a wild boar population. *J. Zool., Lond.* 278, 116-125.
- RALLS K, BROWNWELL R, BALLOU J (1980): Differential mortality by sex and age in mammals, with specific reference to the sperm whale. *Rep. Int. Whal. Comm.* 2 (Special issue), 223-243.
- REICHENBÄCHER C (1963): Messungen am Uterus des nulliparen Schweines im Östrum und späteren Postöstrum. *Zbl. Vet. Med. A* 10, 499-512.
- ROVERO F, MARSHALL AR (2009): Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecol.* 46, 1011-1017.
- ROWCLIFFE JM, FIELD J, TURVEY ST, CARBONE C (2008): Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J. Appl. Ecol.* 45, 1228-1236.
- SAIKI RK, GELFAND DH, STOFFEL S, SCHARF SJ, HIGUCHI R, HORN GT, MULLIS KB, ERLICH HA (1988): Prime-directed enzymatic amplification of DNA with thermostable DNA polymerase. *Science* 239, 487-491.
- SAMUEL MD, KENOW KP (1992): Evaluating habitat selection with radio-telemetry triangulation error. *J. Wildl. Manage.* 56 (4), 725-734.
- SANTOS P, MEXIA-DE-ALMEIDA L, PETRUCCI-FONSECA F (2004): Habitat selection by wild boar *Sus scrofa*, L. in Alentejo, Portugal. In: FONSECA C, J HERRERO, A LUIS, AMVM SOARES (Hrsg.). *Wild Boar Research 2002. A selection and edited papers from the "4th International Wild Boar Symposium"*, Lousa, Portugal, 19-22 September 2002. Vol. *Galemys*, 16 Special Issue, 167-184.
- SCHILLING E (1974): Stages of ovarian function in the sow. *Vet. Med. Rev.* 1, 59-64.
- SCHLEY L, ROPER TJ (2003): Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev.* 33 (1), 43-56.
- SELKOE KA, TOONEN RJ (2006): Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. *Ecology Letters* 9 (5), 615-629.
- SERVANTY S, GAILLARD J-M, ALLAINE D, BRANDT S, BAUBET E (2007): Litter size and fetal sex ratio adjustment in a highly polytocous species: the wild boar. *Behav. Ecol.* 18 (2), 427-432.
- SERVANTY S, GAILLARD J-M, TOGO C, LEBRETON J-D, BAUBET E, KLEIN F (2005): Population management based on incomplete data: modelling the case of wild boar (*Sus scrofa scrofa*) in France. In: POHLMAYER KV (Hrsg.). *XXVIIth Congress of IUGB*, 28. Aug.-3. Sept. Extended abstracts, Hanover, Germany. 256-257.
- SINGER FJ, OTTO DK, TIPTON AR, HABLE CP (1981): Home ranges, movements and habitat use of European wild boar in Tennessee. *J. Wildl. Manage.* 45 (2), 343-353.
- SLOT B (2007): Kite aerial photography: A low cost remote sensing tool for ecological research. Image Rochester NY,
- SODEIKAT G, NEUBAUER D, GETHÖFFER F, POHLMAYER K, MEINECKE B (2010): Jährliche Statuserhebung zur Reproduktion und Bestandsabschätzung von Wildschweinpopulationen im östlichen Niedersachsen im Rahmen eines langfristigen Monitorings. Abschlussbericht für die Projektjahre 2005-2009 an das Niedersächsische Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule, Hannover.
- SODEIKAT G, POHLMAYER K (1999): Untersuchungen zum Wanderverhalten des Schwarzwildes in schweinepestgefährdeten Gebieten im östlichen Niedersachsen, Sachbericht 1998 an das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Jahresbericht 1998 an das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Institut für Wildtierforschung an der Tierärztlichen Hochschule, Hannover.
- SODEIKAT G, POHLMAYER K (2002): Untersuchungen zum Raum-Zeitverhalten des Schwarzwildes in schweinepestgefährdeten Gebieten im östlichen Niedersachsen - insbesondere zum Fluchtverhalten nach Drückjagden. Abschlussbericht 1998-2002 an das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Institut für Wildtierforschung an der Tierärztlichen Hochschule, Hannover.
- SODEIKAT G, POHLMAYER K (2003): Escape movements of family groups of wild boar *Sus scrofa* influenced by drive hunts in Lower Saxony, Germany. *Wildl. Biol.* 9 Suppl (Suppl. 1), 43-49.
- SODEIKAT G, POHLMAYER K (2004): Escape Movements of wild boar piglets (*Sus scrofa*, L.) after trapping, marking and releasing. In: FONSECA C, J HERRERO, A LUIS, AMVM SOARES (Hrsg.). *Wild Boar Research 2002. A selection and edited papers from the "4th International Wild Boar Symposium"*, Lousa, Portugal, 19-22 September 2002. Vol. *Galemys*, 16 Special Issue, 185-193.
- SODEIKAT G, POHLMAYER K (2005a): Bestandsabschätzung und Reproduktionspotential von Sauen in Niedersachsen. Jahresbericht 2005 an das Niedersächsische Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule, Hannover.
- SODEIKAT G, POHLMAYER K (2005b): Zur Raumnutzung des Schwarzwildes in einem großen zusammenhängenden Waldgebiet. Sachbericht 2003-2005 an das Niedersächsische Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule, Hannover.
- SPITZ F, JANEAU G (1990): Spatial strategies: an attempt to classify daily movements of wild boar. *Acta Theriol.* 35 (1-2), 129-149.

- SPITZ F, JANEAU G (1995): Daily selection of habitat in wild boar (*Sus scrofa*). J. Zool., Lond. 237, 423-434.
- STEINFELDT A (2004): Sauen im Überfluss. Niedersächsischer Jäger 24, 12-15.
- STUBBE C (1996a): Keiler sterben früher: Wie wirkt sich das Geschlechterverhältnis von Frischlingen auf die Populationsentwicklung beim Schwarzwild aus? Wild und Hund 5, 32-34.
- STUBBE C (1996b): Lebensraumnutzung, Populationsdynamik und Altersbestimmung beim Schwarzwild. In: COMMICHAU C (Hrsg.). Symposium zur Ökologie de Schwarzwildes am 15. und 16. April 1996, Mainz. Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen, 45-60.
- STUBBE C, LOCKOW K-W (1994): Alters und Qualitätsbestimmung des erlegten Schalenwildes auf schädelanalytischer und biometrischer Grundlage. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 113 S.
- SWEITZER RA, VAN-VUREN D, GARDNER IA, BOYCE WM, WAITHMAN JD (2000): Estimating sizes of wild pig populations in the north and central coast regions of California. J. Wildl. Manage. 64 (2), 531-543.
- TAUTZ D (1989): Hypervariability of simple sequences as a general source for polymorphic DNA markers. Nucleic Acids Res. 17 (16), 6463-6471.
- TEUWSEN N (1980): Das Lüneburger Modell. Niedersächsischer Jäger - Erweiterter Sonderdruck 9.
- THIES H-J (2011): Wild- und Jagdschaden: Anleitung zur Geltendmachung und Feststellung von Wild- und Jagdschäden.
- THOMAS L, BUCKLAND ST, REXSTAD EA, LAAKE JL, STRINDBERG S, L. S, HEDLEY SL, BISHOP JRB, MARQUES TA, BURNHAM KP (2010): Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. J. Appl. Ecol. 47, 5-14.
- THOR G (1988): Homeranges und Habitatnutzung von Rehen (*Capreolus capreolus* L.) im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit. Ludwig-Maximilian-Universität München, 118 S.
- THURFJELL H, BALL JP, ÅHLEN P-A, KORNACHER P, DETTKI H, SJÖBERG K (2009): Habitat use and spatial patterns of wild boar *Sus scrofa* (L.): agricultural fields and edges. Eur. J. Wildl. Res. 55, 517-523.
- TOBLER MW, CARRILLO-PERCASTEGUI SE, LEITE PITMAN R, MARES R, POWELL G (2008): An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. Animal Conservation 11 (3), 169-178.
- TOBLER MW, CARRILLO-PERCASTEGUI SE, POWELL G (2009): Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. J. Trop. Ecol. 25 (03), 261-270.
- TOBLER MW, CARRILLO-PERCASTEGUI SE, ZUÑIGA HARTLEY A, POWELL GVN (2013): High jaguar densities and large population sizes in the core habitat of the southwestern Amazon. Biol. Conserv. 159 (0), 375-381.
- TOLON V, DRAY S, LOISON A, ZEILEIS A, FISCHER C, BAUBET E (2009): Responding to spatial and temporal variations in predation risk: space use of a game species in a changing landscape of fear. Can. J. Zool. 87, 1129-1137.
- TRIVERS RL, WILLARD DE (1973): Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. Science 179, 90-92.
- TSACHALIDIS EP, HADJISTERKOTIS E (2009): Current distribution and population status of wild boar (*Sus scrofa* L.) in Greece. Acta Silv. Lign. Hung. 5, 153-157.
- UMBACH U (2009): Integrierte Hege und Bejagung des Schwarzwildes auf biologischer Grundlage - Grundlage für eine wirksame Bestandsbegrenzung - (am Beispiel der Hegegemeinschaft Kelberg). Bonner Jägertag 2009. Bonn, 09.09.2009.
- WAGNER S (2008): Analyse von Schäden durch Wildschweine (*Sus scrofa* L.) im urbanen Lebensraum am Beispiel der Stadt Pirmasens. Diplomarbeit. Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg, 69 S.
- WALSH PS, METZGER DA, HIGUCHI R (1991): Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. Biotechniques 10 (4), 506-513.
- WANG J (2004): Sibship reconstruction from genetic data with typing errors. Genetics 166 (4), 1963-1979.
- WANG J, SANTURE AW (2009): Parentage and Sibship Inference From Multilocus Genotype Data Under Polygamy. Genetics 181 (4), 1579-1594.
- WAPLES RS (1989): A Generalized Approach for Estimating Effective Population Size From Temporal Changes in Allele Frequency. Genetics 121 (2), 379-391.
- WARWICK BL (1928): Prenatal growth of swine. J. Morph. 46, 59-84.
- WEBER JL, MAY PE (1989): Abundant class of human DNA polymorphisms which can be typed using the polymerase chain reaction. American Journal of Human Genetics 44 (3), 388-396.
- WEILER U (2010): Umwelteinflüsse auf die Fruchtbarkeit beim Wildschwein. In: PEGEL M (Hrsg.). Schwarzwildseminar, Schwäbische Bauernschule Bad Waldsee, 05. November 2010. Vol. 9 Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf - Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei - Wildforschungsstelle Aulendorf, 13-20.
- WHITE GC, GARROTT RA (1990): Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data. Academic Press, Inc., San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto.
- WILSON CJ (2005): Feral Wild Boar in England - Status, impact and management. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- WORTON BJ (1989): Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70 (1), 164-168.

Anhang

Gegenüberliegende Seite:

Abb. A1: Vergleichende Darstellung der verschiedenen Modelle der Vorkommenswahrscheinlichkeiten, der Landschaftsgegebenheiten und der tatsächlichen Vorkommen des Schwarzwildes in Niedersachsen

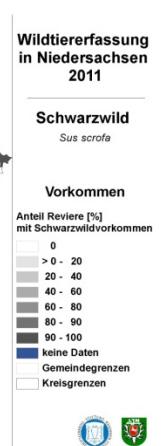
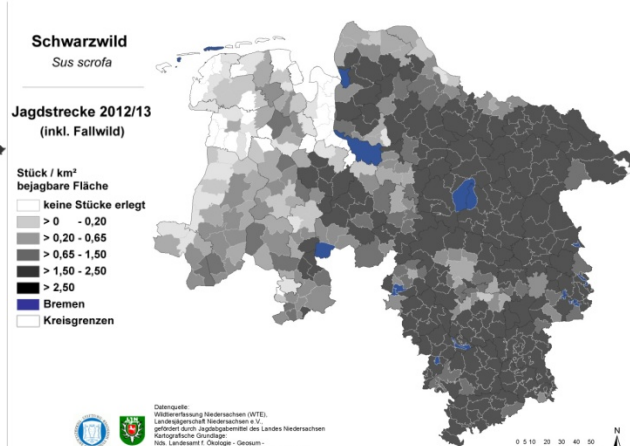
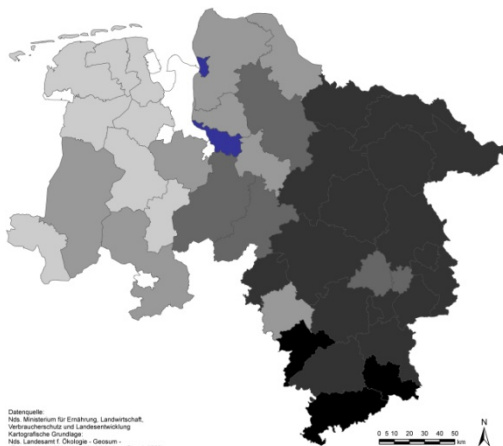
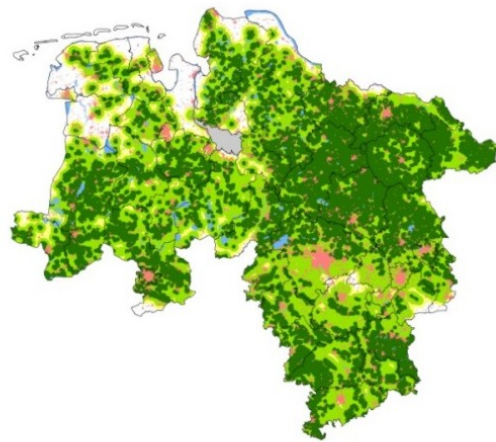
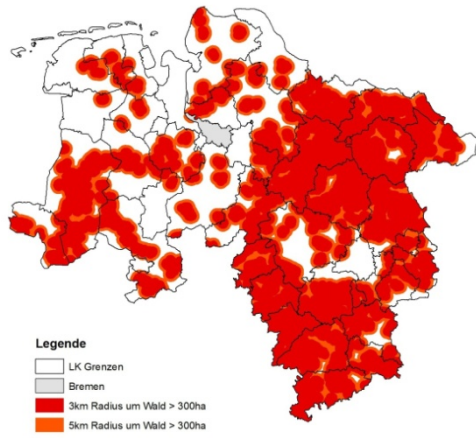
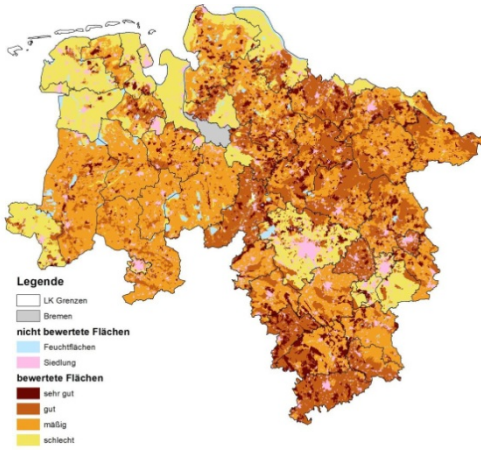
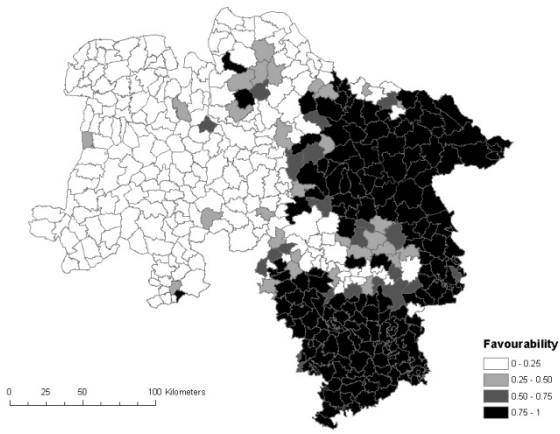
1.ReiheLinks: Eignungskarte aus Model 2 auf Gemeindeebene, 1.RR: Ergebnis des Modells bezogen auf 5x5km UTM-Zellen-Raster

2.RL: Habitateignungskarte aufgrund von Telemetriedaten, 2.RR: Potentielle Lebensräume für Schwarzwild als dauerhaftes Standwild

3.R: Ausbreitungsflächen des Schwarzwilds von Südost nach Nordwest Niedersachsen. L: Mögliche Ausbreitungskorridore in den Sommermonaten, dargestellt durch Puffer von 3 und 5 km um die sehr gut und gut bewerteten Waldflächen. R: Zusätzliche Abbildung der Nadel- und Mischwaldflächen als Winterhabitate (Standwildetablierung)

4.RL: Sauenstrecke incl. Fallwild (je km² Jagdfläche, Landkreisebene) in Niedersachsen im JJ 2012/13,

4.RR: Vorkommen des Schwarzwilds in Niedersachsen, WTE 2011



Als weiterer Anhang sind digital beigefügt:

Abschlussarbeiten

- GIESE L (2011) Einfluss der Bodenfauna auf das Umbruchverhalten von Schwarzwild (*Sus scrofa* L.) auf Grünlandflächen. Bachelorarbeit, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
- PASSON C (2012) Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung der Populationsdichte des Wildschweins (*Sus scrofa*). Diplomarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- BURS O (2012) Raum- und Habitatnutzung des Wildschweins (*Sus scrofa*) in einer agrardominierten Landschaft in Niedersachsen. Diplomarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- GLENSK C (2012) Untersuchung von multiplen Vaterschaften beim Wildschwein, *Sus scrofa*. Bachelorarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- JARAUSCH A (2012) Untersuchungen zum pränatalen Geschlechterverhältnis beim Wildschwein, *Sus scrofa*. Bachelorarbeit, Institut für Evolutionsbiologie und Ökologie, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- HAUKE L (2013): Kite Aerial Photographie der Schwarzwildschäden im Untersuchungsgebiet Kuhstedt/Els. Bachelorarbeit, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, 24 S.
- SANGE M (2013): Einfluss von Witterung und Nahrungsangebot auf das vorgeburtliche Geschlechterverhältnis bei Wildschwein-Föten. Bachelorarbeit, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, 47 S.
- AHLERS H (2013): Untersuchungen zum Eintritt in die Geschlechtsreife beim männlichen europäischen Wildschwein (*Sus scrofa* L.). Bachelorarbeit, Georg-August-Universität zu Göttingen, 29 S.
- KRÜGER S (2013): Erstellung eines Habitateignungsmodells für Niedersachsen mittels Mahalanobis-Distanz am Beispiel des Schwarzwilds. Masterarbeit, Technische Universität Braunschweig, 38 S.
- DAX JV (2014) Beurteilung von Schwarzwildschäden in landwirtschaftlichen Kulturen mittels Luftaufnahmen im Gebiet Uelzen/Lüneburg (Niedersachsen), Masterarbeit, BoKu Wien und TiHo Hannover. 59 S.

Wissenschaftliche Veröffentlichungen

- KEULING O, BAUBET E, DUSCHER A, EBERT C, FISCHER C, MONACO A, PODGÓRSKI T, PREVOT C, RONNENBERG K, SODEIKAT G, STIER N, THURFJELL H (2013): Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. Eur. J. Wildl. Res. 59 (6), 805-814.
- KEULING O (2013): Schwarzwild: Bejagungsstrategien und Schadvermeidung. In: HBLFA RAUMBERG-GUMPENSTEIN (Hrsg.). 19. Österreichische Jägertagung 2013, Aigen im Ennstal, 25.+26.02.2013. 11-14.

Plus mehrere populäre Veröffentlichungen

Jahresberichte der einzelnen Projektjahre

- KEULING O, SODEIKAT G, GETHÖFFER F, NEUBAUER D, NIEBUHR A, SALVADOR DE OLIVEIRA CH, MEINECKE B (2011): Schwarzwild-Management in Niedersachsen - Bestandsabschätzung und Reproduktion von Wildschweinpopulationen in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement - Vorstudie. Jahresbericht 2010 Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.
- KEULING O, GETHÖFFER F, NEUBAUER D, HERBST C, PASSON C, NIEBUHR A, SIEBERT U (2012): Schwarzwild-Management in Niedersachsen - Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen in Niedersachsen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. Jahresbericht 2011 Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover.
- KEULING O, GETHÖFFER F, HERBST C, BURS O, DAIM A, PASSON C, NIEBUHR A, BRÜN J, MÜLLER B, GLENSK C, SIEBERT U (2013): Schwarzwild-Management in Niedersachsen - Raumnutzung in Agrarlandschaften, Bestandsabschätzung, Reproduktion und Jagdstrecken von Wildschweinpopulationen in Niedersachsen sowie Meinungsbild der Jäger in Niedersachsen als Basis für ein nachhaltiges Schwarzwildmanagement. Jahresbericht 2012 Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover - Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Hannover.