

**Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft
des Landes Brandenburg**

Henning-von-Tresckow-Straße 2-8
14467 Potsdam
Telefon: 0331/8 66-0
Fax: 0331/8 66-8368
E-Mail: poststelle@mil.brandenburg.de
Internet: www.mil.brandenburg.de

Landesbetrieb Forst Brandenburg

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)

Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
Telefon: 03334/652 05
Fax: 03334/652 06
E-Mail: lfe@lfe-e.brandenburg.de
Internet: www.forst.brandenburg.de

EFS 45

Forst



Aktuelle Beiträge zur Wildökologie und Jagdwirtschaft in Brandenburg



EBERSWALDER FORSTLICHE SCHRIFTENREIHE
BAND 45

**Aktuelle Beiträge
zur Wildökologie und Jagdwirtschaft
in Brandenburg**

EBERSWALDER FORSTLICHE SCHRIFTENREIHE BAND 45

**Aktuelle Beiträge
zur Wildökologie und Jagdwirtschaft
in Brandenburg**

Impressum

Herausgeber: **Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg**
Henning-von-Tresckow-Straße 2-8
14467 Potsdam
Telefon: 0331/8 66-0
Fax: 0331/8 66-8368
E-Mail: poststelle@mil.brandenburg.de
Internet: www.mil.brandenburg.de

Landesbetrieb Forst Brandenburg

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
Telefon: 03334/652 05
Fax: 03334/652 06
E-Mail: lfe@lfe-e.brandenburg.de
Internet: www.forst.brandenburg.de

Redaktion: Dr. Kornelia Dobiáš, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)
Gesamtherstellung: odermedia gmbh

1. Auflage: 1.500 Exemplare
Fotos: von den Autoren der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.
Titelbild: Ina Martin, Hildebrandshagen

Eberswalde, im Dezember 2010

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg kostenlos abgegeben und ist nicht zum Verkauf bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags- und Kommunalwahlen. Missbräuchlich sind insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen von Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen und Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung Brandenburgs zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	
HÖPPNER, K.	5
Das Verbissmonitoring im Landeswald als Instrument waldbaulichen und jagdwirtschaftlichen Handelns	
DOBIÁŠ, K.; DEGENHARDT, A.	7
Die Entwicklung der Naturverjüngung im Landeswald – Ergebnisse aus dem Kontrollzaunverfahren	
DEGENHARDT, A.; BLAŠKO, L.; DOBIÁŠ, K.	15
Entstehung, Ergebnisse und Perspektiven des Damwild-Forschungsgatters des Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)	
GLEICH, E.	31
Lebensraumvernetzung durch Wildtierpassagen – Aktuelle Ergebnisse zur Erfolgskontrolle an Brandenburgs Grünbrücke über der A 11	
DOBIÁŠ, K.; GLEICH E.	48
Status und Entwicklung der im Rahmen des WILD-Projektes erfassten Wildarten Feldhase, Rotfuchs, Dachs, Rebhuhn, Marderhund und Waschbär	
GREISER, G.	60
Habitatökologische Grundlagen für die Untersuchung der Lebensraumnutzung des Damwildes in der Uckermark	
HOFMANN, G.; POMMER, U.; GLEICH, E.	71
Modellvorhaben Schwarzwild in der Agrarlandschaft – Probleme und Maßnahmen	
GORETZKI, J.; LEPPMANN, A.	91
Lebensraumnutzung von Rotwild in der Schorfheide – Ergebnisse aus mehrjährigen GPS-GSM-Satellitentelemetriestudien	
TOTTEWITZ, F.; NEUMANN, M.; SPARING, H.	94
Optimierung der Situation des Rotwildes (<i>Cervus elaphus</i>) durch einen landesweiten partizipativen Prozess: Eckpunkte für ein Rotwildkonzept im Freistaat Sachsen	
HERZOG, S.; HUNGER, M.; KRÜGER, T.	107
Erste Ergebnisse einer Rotwild-Telemetriestudie im Wolfsgebiet der Oberlausitz	
NITZE, M.	113
Zielorientierte Bejagung von Schalenwild – Das „Hatzfeldt-Projekt“	
MÜLLER, T; ILLERICH, M.; MÜLLER, M. ; STRAUBINGER, F.	117

Vorwort

Die Jagdwissenschaft als lebensraum- und populationsbezogene sowie praxisorientierte Forschung hat in Eberswalde eine lange Tradition. Sie reicht zurück bis zu PFEIL, der als Direktor der Höheren Forstlehranstalt ab 1830 auch die Jagdverwaltungskunde vertrat und sich schon damals für den Erhalt und die Nutzung forstwirtschaftlich tragbarer Wildbestände einsetzte.

Gegenwärtig wird die jagdwissenschaftliche Forschung in Eberswalde im Wesentlichen durch drei nach der Wende gegründete wissenschaftliche Einrichtungen geprägt:

Die Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde bearbeitet die im Land Brandenburg anstehenden wildökologischen und jagdlichen Fragestellungen. Sie entwickelt Monitoringverfahren zur Wildschadenskontrolle im Landeswald, erforscht die Lebensraumnutzung von Schalenwild sowie Möglichkeiten der Lebensraumvernetzung über Verkehrswege, führt Erfolgskontrollen an Grünbrücken durch, koordiniert die Erhebungen im Rahmen des Wildtier-Informationssystems der Länder Deutschlands für die neuen Bundesländer und untersucht in Zusammenarbeit mit Fachkollegen der TU Dresden Methoden einer zielorientierten Jagdausübung in der Verwaltungsjagd.

Die Wildforscher des Institutes für Waldökologie und Waldinventuren des Johann Heinrich von Thünen-Institutes (vTI), Teil des Bundesforschungsinstitutes für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, beschäftigen sich vorrangig mit dem Einfluss sich verändernder Lebensraumbedingungen auf Schalenwild und Beutegreifer. Sie erarbeiten Verfahren zur Bestandes- und Wildschadenskontrolle, überprüfen Bejagungsstrategien in und außerhalb von Großschutzgebieten im Osten Deutschlands und entwickeln Bewirtschaftungsmodelle für Schalenwildpopulationen.

Die Hauptthemen des Waldkunde-Institutes Eberswalde liegen auf den Gebieten der Ökologie, Vegetationskunde, Lebensraumbewertung und nachhaltigen Landnutzung mit Schwerpunkt im Waldbereich.

Die Grundsätze der heutigen Wildbewirtschaftung im Land Brandenburg basieren ganz wesentlich auf den Erkenntnissen und Forschungsleistungen der früher und heute in Eberswalde tätigen Wissenschaftler.

Die historisch gewachsene Zusammenarbeit der Eberswalder Wildforscher hat auch nach den mehrfach erfolgten Strukturänderungen in der Eberswalder Forschungslandschaft Bestand, so dass eine effiziente, einrichtungsübergreifende Bearbeitung der meisten Problemstellungen erst möglich wurde. Ihren Ausdruck findet diese Zusammenarbeit in vielen gemeinsam bearbeiteten Aufgabenstellungen und Publikationen.

Der vorliegende Band der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe gibt einen umfassenden Einblick in die aktuellen wildökologischen und jagdwirtschaftlichen Themenschwerpunkte der Eberswalder Wissenschaftler und ihrer Fachkollegen in angrenzenden Bundesländern. Er dokumentiert die enge jagdwissenschaftliche Zusammenarbeit unter Nutzung der unterschiedlichsten Forschungsmethoden bei konsequentem Praxisbezug.

Die Ergebnisse der wissenschaftlichen Arbeiten fließen unmittelbar in die Wildbewirtschaftung und das Jagdwesen Brandenburgs ein.

Acht der insgesamt elf Beiträge wurden von Eberswalder Wissenschaftlern erarbeitet, die übrigen drei kommen aus der TU Dresden.

Die Textbeiträge aus dem Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) beschäftigen sich mit dem im brandenburgischen Landeswald durchgeführten Wildschadensmonitoring, den wissenschaftlichen Arbeiten im Damwild-Forschungsgatter Rädikow, der seit 5 Jahren laufenden Erfolgskontrolle an Brandenburgs erster Grünbrücke über die Autobahn A 11 sowie der Populationsentwicklung ausgewählter Wildarten im Rahmen des Wildtier-Informationssystems der Länder Deutschlands.

In Zusammenarbeit mit den Kollegen des Waldkunde-Institutes Eberswalde entstand der Beitrag über die habitatökologischen Grundlagen zur Untersuchung der Lebensraumnutzung des Damwildes in der Uckermark.

Aus dem vTI wird über das Modellvorhaben Schwarzwild in der Agrarlandschaft und die Lebensraumnutzung des Rotwildes in der Schorfheide berichtet.

Die Beiträge der TU Dresden beschäftigen sich mit dem Rotwildkonzept im Freistaat Sachsen, dem Verhalten des Rotwildes im Wolfsgebiet der Oberlausitz sowie einem Konzept zur Jagdausübung in einem brandenburgischen Privatwaldbetrieb.

Ich bin sicher, dass die jagdwissenschaftlichen Beiträge des vorliegenden Bandes der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe bei zahlreichen Behörden, Verbänden und wissenschaftlichen Institutionen, aber auch bei den Praktikern der Forst- und Jagdwirtschaft auf ein breites Interesse stoßen werden. In diesem Sinne wünsche ich der Schrift eine weite Verbreitung.

PROF. DR. KLAUS HÖPPNER

Leiter des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde

Das Verbissmonitoring im Landeswald als Instrument waldbaulichen und jagdwirtschaftlichen Handelns

KORNELIA DOBIÁŠ UND ANNETT DEGENHARDT

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die Jagdstrategie der Landesforstverwaltung Brandenburgs zielt darauf ab, mit möglichst geringen Wilddichten eine natürliche Verjüngung des Waldes und eine artenreiche Waldflora zu gewährleisten, hochwertiges Holz zu erziehen und bei möglichst geringem Aufwand hohe Jagderlöse zu erzielen.

Brandenburg ist ein traditionell wildreiches Land, in dem es trotz hohem Engagement der Jäger zur Reduzierung überhöhter Schalenwildbestände auf den landwirtschaftlichen Flächen, aber auch im Wald teilweise beträchtliche Wildschäden gibt. Künstliche und natürliche Verjüngungen haben zu oft nur unter Zaunschutz die Chance, der kritischen Verbisshöhe zu entweichen.

Um den Einfluss des Schalenwildes auf die Waldvegetation bestimmen zu können, wurde ein Verfahren zur Quantifizierung von Verbisschäden in der Landesforstanstalt Eberswalde (seit 2009: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) einwickelt und 2003 im Landeswald Brandenburgs eingeführt. Im Unterschied zu anderen Bundesländern war in Brandenburg beabsichtigt, die Verbissituation nicht flächendeckend im Rasterverfahren, wie beispielsweise in Bayern und Sachsen (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2003; VERWALTUNGSVORSCHRIFT DES SÄCHSISCHEN STAATSMINISTERIUMS FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT 2000), sondern wie auch in Baden-Württemberg (SUCHANT UND BURGHARDT 2003) nur auf praxisrelevanten Verjüngungsflächen zu erfassen. Der Verbiss braucht nur dort beurteilt zu werden, wo das Erreichen der waldbaulichen Zielstellung eventuell gefährdet ist. Das Verfahren dient daher vornehmlich als Entscheidungshilfe für den örtlichen Bewirtschafter.

Das Verbissmonitoring gibt im Gegensatz zum Kontrollzaunverfahren jährlich Aufschluss über die Dichte und die Zusammensetzung der Verjüngung, über die Belastung durch Schalenwildverbiss sowie über die Übernahmefähigkeit der beurteilten Flächen. Auf dieser Grundlage sollen waldbauliche und jagdwirtschaftliche Empfehlungen abgeleitet werden.

DR. KORNELIA DOBIÁŠ UND DR. ANNETT DEGENHARDT
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
 Tel.: 03334 / 651 59 und 652 79
 E-Mail: Kornelia.Dobias@lfe-e.brandenburg.de
 Annett.Degenhardt@lfe-e.brandenburg.de

2 Verfahrensbeschreibung

Das Verfahren zur Quantifizierung von Verbisschäden in einem Verjüngungsbestand beruht auf einem objektiven Stichprobenverfahren zur Ermittlung des Verbissprozentes sowie der Anzahl von Verjüngungspflanzen auf künstlichen und natürlichen Verjüngungsflächen. Die Aufnahmen erfolgen jährlich in der Zeit von April bis Juni durch Forstbedienstete. Die Auswahl der zur Beurteilung anstehenden Flächen und die eigentlichen Aufnahmen werden durch die Oberförstereien koordiniert.

Die untersuchten Flächen sollten mindestens 0,3 Hektar groß sein, die Höhe der Verjüngungspflanzen bis maximal 2,00 Meter betragen. Beurteilt wird aus-

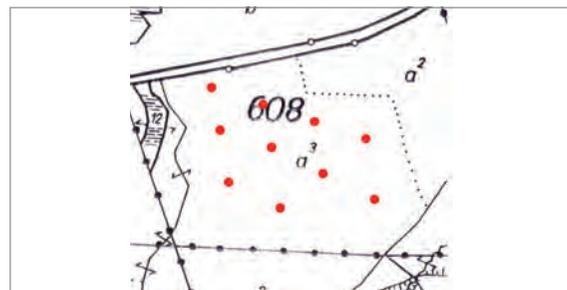


Abb. 1: Verteilung der 10 Probepunkte auf einer Verjüngungsfläche

schließlich der Terminaltrieb nach "verbissen" bzw. "nicht verbissen". Zur Beurteilung werden 10 Probepunkte mit Hilfe der Forstgrundkarte gleichmäßig über eine Verjüngungsfläche verteilt (Abb. 1).

Diese Probepunkte werden nacheinander im Gelände aufgesucht und dort erfolgt auf Probekreisen (Abb. 2) bzw. -streifen die Beurteilung von je 15 Verjün-

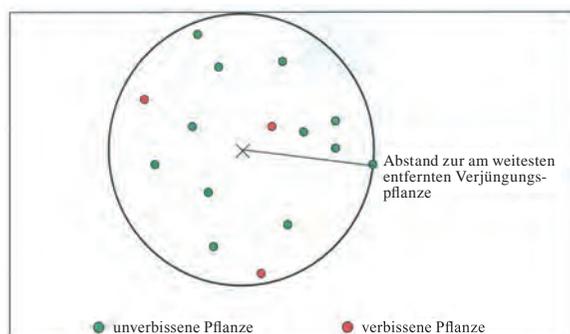


Abb. 2: Schematische Darstellung eines Probekreises

Tab. 1: Bewertung der Beurteilungsflächen nach Gesamtpflanzenzahl und Verbiss sowie sich anschließender jagdwirtschaftlicher und waldbaulicher Empfehlung

Kategorie	Empfehlung
1 Zahl der unverbissenen Pflanzen ausreichend; Verbissprozent < 40	keine Maßnahmen erforderlich
2 Gesamtpflanzenzahl zu gering; Verbissprozent < 20	ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich
3 Zahl unverbissener Pflanzen ausreichend; Verbissprozent > 40	Abschuss erhöhen
4 Gesamtpflanzenzahl ausreichend; Zahl unverbissener Pflanzen zu gering	Abschuss deutlich erhöhen
5 Gesamtpflanzenzahl zu gering; Verbissprozent > 20	Abschuss erhöhen, ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich

gungspflanzen nach dem Kriterium „verbissen“ bzw. „nicht verbissen“. Außerdem wird der Abstand zur am weitesten entfernten Verjüngungspflanze gemessen. Diese Messung ist Grundlage für die Berechnung der Pflanzendichte.

Seit 2004 werden die auf den Verjüngungsflächen erhobenen Daten über das Intranet der Landesforstverwaltung direkt in einer zentralen Datenbank ab-

Tab. 2: Für die Auswertung des Verbissmonitorings festgelegte Mindestpflanzenzahlen je Baumart und Hektar

Baumart	Pflanzenzahl / ha
EI	6.000
GKI	8.000
RBU	5.000
GDG	1.800
WLI	4.000
BAH	5.000
RER	2.500
Andere	3.500

gelegt. Im LFE erfolgt die Berechnung von Verbissprozent und Gesamtpflanzenzahl je Hektar sowie die Beurteilung der Probeflächen auf der Grundlage der Waldbau-Richtlinie. Die Auswertung erfolgt dabei flächenkonkret nach folgendem Schema (Tab. 1):

Als Mindestpflanzenzahlen wurden von der Landesforstverwaltung in Anlehnung an die Vorgaben des „Grünen Ordners“ folgende Zahlen für die Auswertung festgelegt (Tab. 2): Die aus den Ergebnissen der Verbissaufnahmen abgeleiteten Empfehlungen stehen dem Praktiker anschließend über das Intranet wieder zur Verfügung (http://lfe-db-1.forst.lvnbb.de/verbiss/demo/vb_aus.html).

3 Beschreibung der Untersuchungsflächen

3.1 Anzahl, Lage und Verteilung

Das Verbissmonitoring findet seit 2003 jährlich im Landeswald statt. Eine Übersicht zur jährlichen Anzahl und Flächengröße gibt Tabelle 3.

Die Verteilung der Flächen wird in Abbildung 3 ersichtlich.

Die Auswahl der Flächen, auf denen der Verbiss beurteilt wird, erfolgt nicht nach einem Raster und kann jährlich wechseln. Im Durchschnitt der Jahre 2003 bis 2010 wurden jährlich auf ca. 3.265 ha ungeschützten Verjüngungsflächen (1,2 % der Landeswaldfläche) der Verbiss beurteilt und die Gesamtpflanzenzahl ermittelt.

Tab. 3: Entwicklung von Größe und Anzahl der Bewertungsflächen

Jahr	Verbissflächen [ha]	Anzahl der Verbissflächen
2003	1.662,48	406
2004	2.163,47	552
2005	2.915,94	740
2006	2.644,70	593
2007	3.917,03	980
2008	5.129,91	1.257
2009	4.118,53	1.027
2010	3.548,55	840



Abb. 3: Verteilung der Verbissflächen im Landeswald

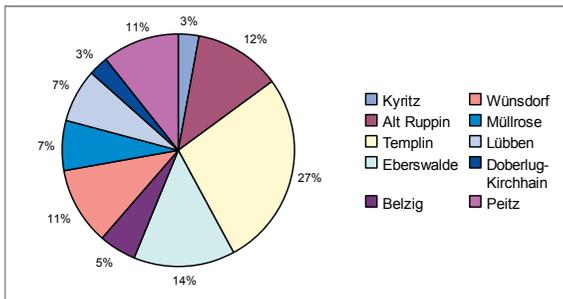


Abb. 4: Prozentualer Anteil der BT an der durchschnittlichen Größe der Verbiß-Beurteilungsflächen zwischen 2003 und 2010 im Landeswald

Im Betriebsteil (BT) Templin erfolgte dabei die Beurteilung der durchschnittlich größten Verbißfläche (888 ha), im BT Doberlug-Kirchhain die der kleinsten Verbißfläche (90 ha) (Abb. 4), was annähernd der potenziellen Verteilung von Verjüngungsbeständen im Landeswald entsprechen dürfte.

3.2 Baumarten

Kiefern-, Buchen- und Eichenverjüngungen wurden am häufigsten beurteilt, wobei der Anteil an Kiefernverjüngungen zwischen 2003 und 2010 von 46 % auf 33 % sank, der Anteil an den Laubholzverjüngungen dagegen tendenziell anstieg. Im Jahr 2010 betrug der Anteil beurteilter Buchenverjüngungen 33 %, der Anteil an Eichenverjüngungen 16 %.

4 Ergebnisse

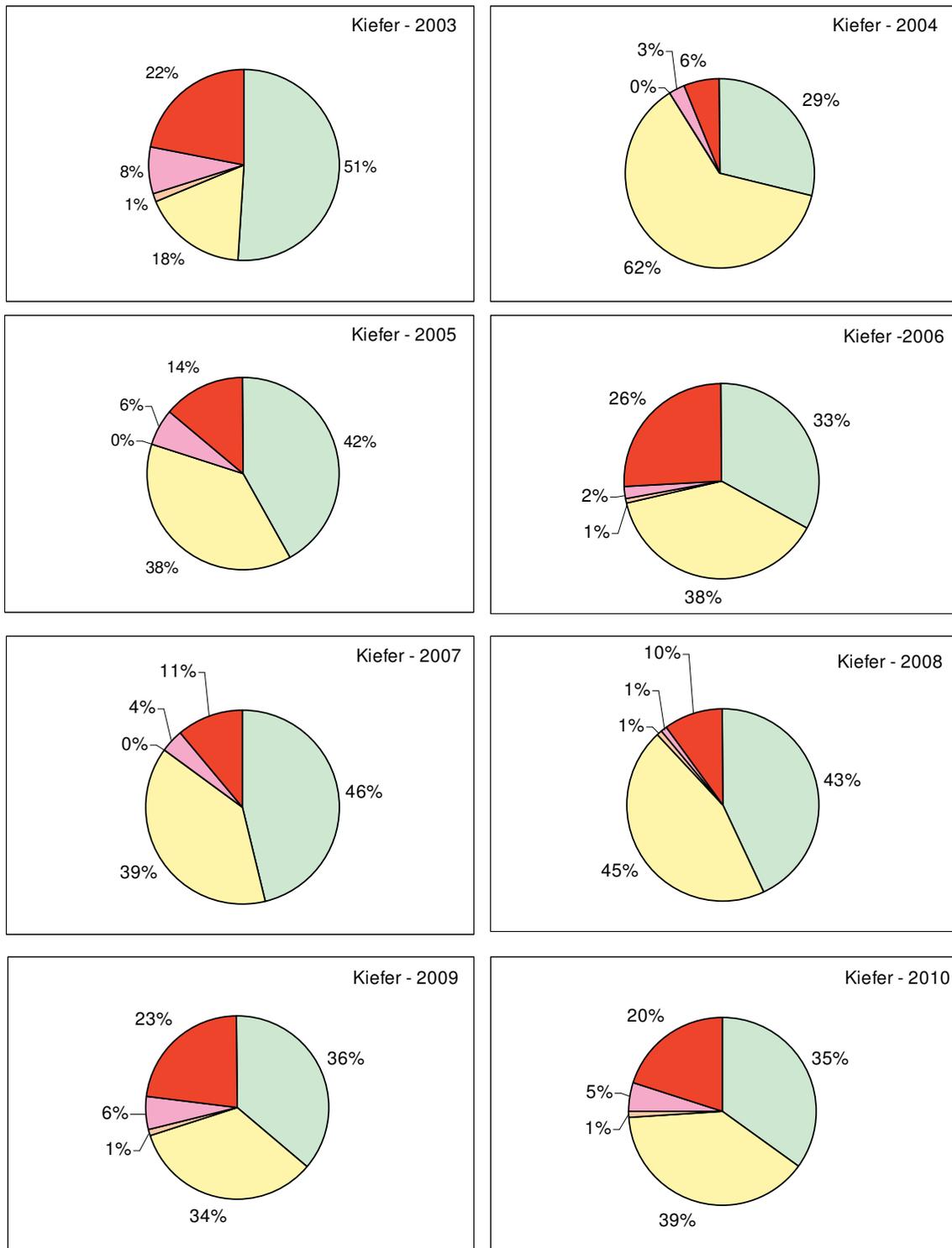
4.1 Beurteilung von Kiefernverjüngungen

Zwischen 2003 und 2010 wurden verbißgefährdete Kiefernflächen unterschiedlicher Walderneuerungsarten bewertet. Den größten prozentualen Anteil besaßen Naturverjüngungen der Kiefer (Abb. 5), ihr Anteil an den Beurteilungsflächen wuchs von 21 % im Jahr 2003 auf 95 % im Jahr 2010, nur ein geringer Anteil der Bewertungsflächen waren Kiefernvor- bzw. unterbauten oder Wiederaufforstungen.

In der Abbildung 6 sind die aus den Verbißerhebungen abgeleiteten waldbaulichen und jagdwirtschaftlichen Empfehlungen für die Kiefernflächen der Jahre 2003 bis 2010 dargestellt. Es zeigt sich, dass in den betrachteten acht Jahren auf der Mehrheit der untersuchten Flächen (69 % 2003 bis 91 % 2004) der Wildverbiß zu tolerieren ist (Kategorien 1 und 2, Verbißprozent unterhalb 40 bzw. 20, siehe Tab.1). Bei 29 bis 51 % reicht sogar die Zahl unverbissener Pflanzen für die Walderneuerung aus (Kategorie 1). Auf 50 bis 73 % der Flächen sind ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich, da die Gesamtpflanzenzahl für die Walderneuerung nicht ausreichend ist (Kategorien 2 und 5). Solche Maßnahmen können Verfahren der Bodenbearbeitung, Ergänzungspflanzungen in Naturverjüngungen bzw. Nachbesserung, aber auch temporäre Zäunung sein. Eine Erhöhung des jagdlichen Eingriffes zur Reduzierung von Verbißschäden wurde in den vergangenen Untersuchungsjahren auf 9 bis 31 % der Kiefernflächen empfohlen (Kategorien 3 bis 5).



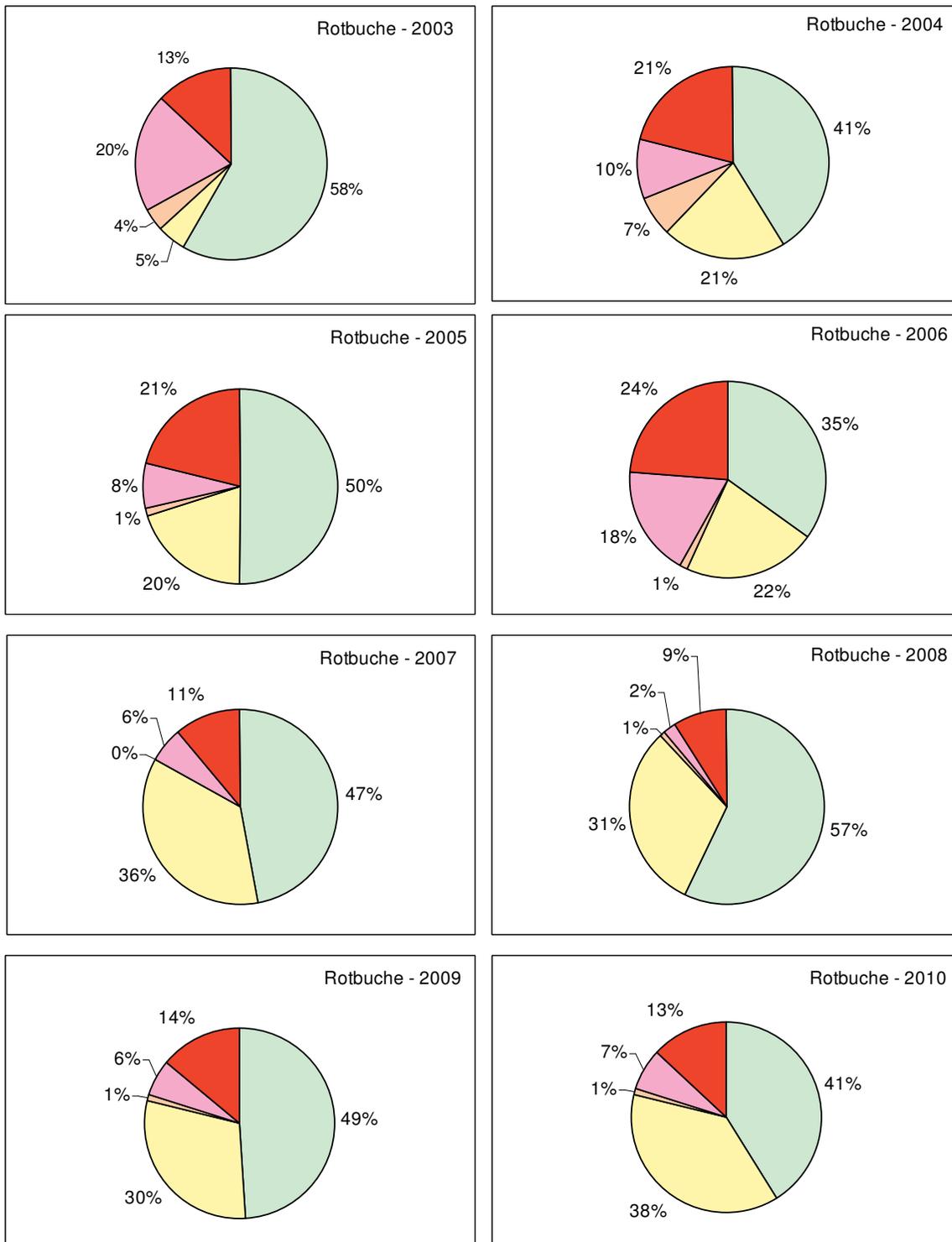
Abb. 5: Kiefern naturverjüngung



Legende

- keine Maßnahme erforderlich
- ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich
- Abschuss erhöhen
- Abschuss deutlich erhöhen
- Abschuss erhöhen, ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich

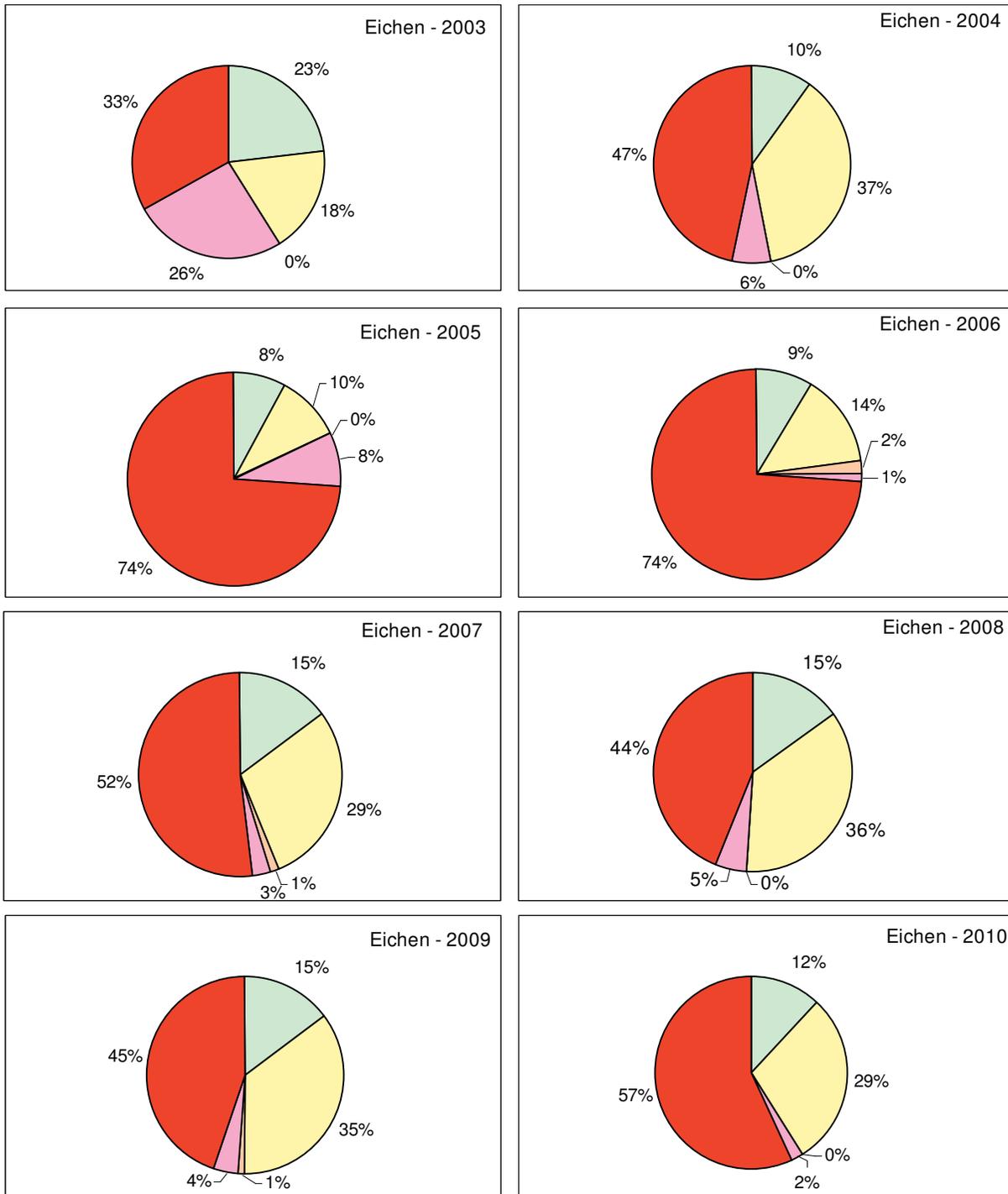
Abb. 6: Ergebnisse des Verbissmonitorings auf Kiefernflächen im Landeswald zwischen 2003 und 2010



Legende

- keine Maßnahme erforderlich
- ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich
- Abschuss erhöhen
- Abschuss deutlich erhöhen
- Abschuss erhöhen, ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich

Abb. 7: Ergebnisse des Verbißmonitorings auf Rotbuchenflächen im Landeswald zwischen 2003 und 2010



Legende

- keine Maßnahme erforderlich
- ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich
- Abschuss erhöhen
- Abschuss deutlich erhöhen
- Abschuss erhöhen, ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich

Abb. 8: Ergebnisse des Verbissmonitorings auf Eichenflächen im Landeswald zwischen 2003 und 2010

4.2 Beurteilung von Rotbuchenverjüngungen

Die bewerteten Rotbuchen-Flächen waren zwischen 2003 und 2010 ebenfalls mehrheitlich Naturverjüngungen. Ihr Anteil an den Walderneuerungsarten der Buche betrug 2003 17 % und wuchs bis 2009 auf 64 % an, im Jahr 2010 waren 55 % der als verbissgefährdet eingestuften Buchenflächen Naturverjüngungen. Der prozentuale Anteil von Buchen-Unterbauten schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 21 und 55 %. Voranbauten waren zwischen 2 und 29 % vertreten.

Auf 35 bis 58 % der beurteilten Buchenflächen war die Zahl unverbissener Pflanzen ausreichend und das Verbissprozent unter 40, so dass keine Maßnahmen zur Walderneuerung empfohlen wurden (Abb. 7). Auf weiteren 5 bis 38 % der Buchenflächen war der Verbiss zwar ebenfalls zu tolerieren, die Gesamtpflanzenzahl für die Walderneuerung jedoch nicht ausreichend. Hier wurden ergänzende waldbauliche Maßnahmen empfohlen. In den ersten vier Jahren des Verbissmonitorings (2003 bis 2006) war auf durchschnittlich 37 % der untersuchten Buchenflächen eine Abschusserhöhung zu fordern, in den vier folgenden Jahren (2007 bis 2010) verringerte sich dieser Anteil um die Hälfte auf 18%.

4.3 Beurteilung von Eichenverjüngungen

Für die Beurteilung der Verbissituation bei Eichenverjüngungen (TEI, SEI, EI, REI) wurden wiederum hauptsächlich Naturverjüngungen herangezogen. Ihr Anteil an den Walderneuerungsarten betrug mit Ausnahme des ersten Erfassungsjahres zwischen 82 und 93 %.

Im Gegensatz zu den Bewertungen der Kiefer- und Buchenverjüngungen stellt sich die Situation bei den Eichen grundsätzlich anders dar (Abb. 8). Eine ausreichende Anzahl an nicht verbissenen Pflanzen sowie zu tolerierende Verbissprozent konnten in den Jahren 2003 bis 2010 nur für maximal 23 % der untersuchten Eichenflächen konstatiert werden, meist lag der Anteil der Flächen ohne erforderliche Maßnahmen noch darunter. Zwischen 10 und 37 % schwankte der Anteil an Flächen, auf denen die Gesamtpflanzenzahl zu gering für eine Walderneuerung, das Verbissgeschehen aber zu tolerieren war, so dass ergänzende waldbauliche Maßnahmen zu empfehlen waren. Auf den meisten Eichenflächen war in allen Untersuchungsjahren jedoch sowohl die Gesamtpflanzenzahl zu gering als auch das Verbissprozent zu hoch für eine erfolgreiche Walderneuerung. Der Flächenanteil, für den eine Abschusserhöhung und



Abb. 9: Naturverjüngung aus Kiefer und verschiedenen Laubhölzern

ergänzende waldbauliche Maßnahmen erforderlich sind, betrug zwischen 2003 und 2010 mindestens 44 % und höchstens 74 %.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Durchschnitt aller bisherigen Untersuchungsjahre sind auf

39 % der beurteilten Kiefernverjüngungsflächen, auf 47 % der beurteilten Buchenverjüngungsflächen sowie auf

13 % der beurteilten Eichenverjüngungsflächen keine waldbaulichen oder jagdwirtschaftlichen Maßnahmen nötig, d.h. die Zahl unverbissener Pflanzen ist für die Walderneuerung ausreichend und Verbiss (Verbissprozent < 20) gefährdet die Verjüngungsentwicklung nicht.

Dagegen beeinträchtigt der Verbiss auf durchschnittlich

22 % der Kiefernverjüngungsflächen, 28 % der Buchenverjüngungsflächen und 61 % der Eichenverjüngungsflächen die Entwicklung, weshalb eine Erhöhung des Abschusses von wiederkäuendem Schalenwild gefordert werden muss. Bei der Mehrzahl dieser Flächen werden darüber hinaus noch ergänzende waldbauliche Maßnahmen empfohlen, da die Gesamtpflanzenzahl zu gering ist.

Anhand der vorliegenden Ergebnisse kann festgestellt werden, dass Kiefern- und Buchenverjüngungen offenbar die besten Entwicklungschancen auf den untersuchten Flächen im Landeswald besitzen. Auf den Eichenflächen ist der Verbissdruck am höchsten, zudem reicht häufig die Gesamtpflanzenzahl für die Walderneuerung nicht aus, was dafür spricht, dass außer dem Wildverbiss noch weitere Faktoren die Verjüngungsentwicklung dieser Baumart behindern.

Der vorliegende Bericht gibt eine Übersicht zu den Ergebnissen des jährlich stattfindenden Verbissmonitorings im Landeswald zwischen 2003 und 2010. Aus den Untersuchungsergebnissen werden konkrete waldbauliche und/oder jagdwirtschaftliche Empfehlungen für die beurteilte Fläche (Bestand) abgeleitet, die dem örtlichen Bewirtschafter sofort nach Dateneingabe im Intranet zur Verfügung stehen. Ihm obliegt dann der Vergleich mit dem Walderneuerungsziel dieser Fläche und die Umsetzung der entsprechenden Empfehlungen.

Das Verbissmonitoring dient somit dem örtlichen Bewirtschafter als Entscheidungshilfe für eine konkrete Fläche (Bestand). Es ermöglicht keinen repräsentativen Einblick in die Verbissituation des Landeswaldes Brandenburgs. Für landeswaldweite Übersichten zur quantitativen Erfassung des Wildeinflusses auf die Waldverjüngung müsste die jetzige Verfahrensweise geändert werden.

6 Literatur

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2003): Das Forstliche Gutachten zur Situation der Waldverjüngung.

SUCHANT, R. UND BURGHARDT, F. (2003): Ein neues Verfahren der FVA Baden-Württemberg. Monetäre Bewertung von Verbisschäden in Naturverjüngungen. AFZ – Der Wald 58: 13.

VwV FORSTGUTACHTEN (2000): Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft für die forstlichen Gutachten über den Vegetationszustand, entstandene Verbiss- und Schälschäden und den Stand der Waldverjüngung.

Die Entwicklung der Naturverjüngung im Landeswald – Ergebnisse aus dem Kontrollzaunverfahren

ANNETT DEGENHARDT; LUBOMIR BLAŠKO; KORNELIA DOBIÁŠ

1 Einleitung und Zielsetzung

Um den Einfluss des Schalenwildes auf die Waldvegetation quantifizieren zu können, hat sich die Brandenburgische Landesforstverwaltung 2003 entschlossen, ein Wildschadensmonitoring aufzubauen. Dieses Monitoring wurde in der Landesforstanstalt Eberswalde (seit 2009: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde) entwickelt und besteht aus zwei Komponenten, dem Verbissmonitoring und dem Kontrollzaunverfahren (LUTHARDT et. al 2003).

Das Kontrollzaunverfahren basiert auf dem Systematischen Kontrollzaunverfahren der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Reimoser und Suchant 1992) und wurde vor seiner Einführung im Landeswald bereits seit 1993 im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin sowie in anderen Großschutzgebieten angewendet. Mittlerweile wird das Verfahren in ähnlicher Weise in vielen europäischen Ländern eingesetzt (BLAŠKO 2009). Es erlaubt einen konkreten Einblick in die Verjüngungsentwicklung unter Ausschluss des Faktors Wild bei gleichzeitig annähernder Konstanz aller anderen Standortfaktoren. Hieraus lassen sich Detailkenntnisse über potentielle Verjüngungsprozesse und die Regenerationsfähigkeit von Waldökosystemen erlangen sowie Schlussfolgerungen für die waldbauliche Behandlung von Beständen, insbesondere für die Baumartenwahl, ziehen. Das Kontrollzaunverfahren liefert als langfristiges Monitoring außerdem Hinweise darauf, welche Faktoren neben dem Wildverbiss den Aufbau und die Dynamik von Verjüngungsvorräten beeinflussen können.

Mit Hilfe der Erkenntnisse zum Verjüngungspotenzial des Waldes unter Wildausschluss durch das Kontrollzaunverfahren und der waldbaufachlichen Bewertung der Verjüngung in Abhängigkeit von den verjüngten Baumarten, dem Standort, den Pflanzenzahlen und dem Verbissprozent im Rahmen des Verbissmonito-

rings werden den örtlichen Bewirtschaftern nutzbare Entscheidungshilfen für die forstliche und jagdliche Praxis im Landeswald Brandenburgs zur Verfügung gestellt.

2 Methode

Das Kontrollzaunverfahren basiert auf der Anlage von Vergleichsflächenpaaren, bestehend aus einer gezäunten und einer ungezäunten Fläche mit einer Größe von jeweils 100 m² (Abb. 1). Im Rahmen eines langfristigen Monitorings wird die Entwicklung der ankommenden Naturverjüngung mit und ohne den Einfluss des Schalenwildes nach einem vorgegebenen Schema beobachtet (DEGENHARDT und DOBIAS 2006). Dazu werden die Gehölzpflanzen getrennt nach Art, Anzahl und Höhenklasse ermittelt sowie die Art des Verbisses nach Verbissklassen erfasst.

Zur Anwendung kommt das Verfahren in zusammenhängenden Waldkomplexen des Landes-



Abb. 1: Gezäunte Kontrollzaunfläche im Revier Leuenberger Wiesen der Lehroberförsterei Eberswalde-Finowtal

DR. ANNETT DEGENHARDT; DR. KORNELIA DOBIÁŠ
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
 Tel.: 03334 / 652 79 und 651 59
 E-Mail: Annett.Degenhardt@lfe-e.brandenburg.de
 Kornelia.Dobias@lfe-e.brandenburg.de

LUBOMIR BLAŠKO

Obf. Eberswalde-Finowtal

Tel.: 03334 / 224 66

E-Mail: Lubomir.Blasko@AFFEW.Brandenburg.de

waldes mit einer Ausdehnung von über 500 ha. Für die Beurteilung der Verbissbelastung werden Waldflächen berücksichtigt, in denen die Waldverjüngung bzw. die Erhöhung der Baumartenvielfalt Ziele der aktuellen forstlichen Bewirtschaftung (Walderneuerungstyp) sind und die durch Verbiss beeinträchtigt werden könnten.

Dazu wurde je 200 ha Waldfläche ein Bestand ausgewählt, der für das Forstrevier repräsentative Verhält-

nisse für Standort (Stammstandortsform), Bodenvegetation und Baumartenzusammensetzung darstellt. Für das Vergleichsflächenpaar sollten gleiche Verjüngungsbedingungen in Hinblick auf Dichte und Höhe (max. 70 cm) der Verjüngung beachtet werden. Weiterhin waren Ausnahmesituationen, wie z. B. kleinflächig vorhandene Bestandestypen und Sonderstandorte, Randbereiche zu Großzäunen, Dickungen, Straßen oder Wald-Feld-Grenzen bei der Auswahl auszuschließen. Um Randlinieneffekte zu vermeiden, sollten die Bestände eine Mindestgröße von 1 ha aufweisen. Erfasst werden ausschließlich Naturverjüngungen und keine Kunstverjüngungsflächen.

Das Bestandesalter sollte in den ausgewählten Beständen bei

RER/GBI	30 Jahre,
GKI	60 Jahre und bei
EI/RBU	90 Jahre

erreicht haben.

Die Aufnahme der Verjüngungsdaten erfolgte zwischen Anfang Mai und Ende Juli. Nach der Erstaufnahme 2003 wurden in einem etwa 3-jährigen Turnus zwei Folgeaufnahmen durchgeführt. Die vorkommenden Gehölzverjüngungen waren getrennt nach Baumarten in den folgenden 5 Höhenklassen zu erfassen.

- HK 1 = bis 2 dm
- HK 2 = 2,1 bis 4 dm
- HK 3 = 4,1 bis 8 dm
- HK 4 = 8,1 bis 13 dm
- HK 5 = ab 13,1 dm

Bei der Beurteilung der Verbissintensität wurden in der ungezäunten Fläche folgende Verbissklassen (VK) angesprochen:

- VK 1 - starker Verbiss: Terminal- und Seitentriebe oder nur Terminaltrieb verbissen
- VK 2 - schwacher Verbiss: nur Seitentriebe verbissen
- VK 3 - kein Verbiss: kein erkennbarer Verbiss

Einzelne Vergleichsflächenpaare können zunächst örtliche, auf den Bestand bezogene Aussagen zulassen. Die Zusammenschau mehrerer Vergleichsflächenpaare soll die Beurteilung der Wald-Wild-Situation für größere Bereiche verbessern.

Mit Hilfe des Kontrollzaunverfahrens sollten damit folgende Informationen zur Verbiss- und Verjüngungssituation nach Baumarten und Höhenklassen abgeleitet werden:

- Verjüngungsdichte
- Baumartenvielfalt
- Mischungsanteile und Mischungsform
- Anzahl der verbissenen und unverbissenen Gehölze
- Verbissintensität
- Überlebensrate

3 Beschreibung der Flächen im Landeswald Brandenburg

Insgesamt wurde in 1.144 Beständen des Landeswaldes Flächenpaare für das Kontrollzaunverfahren angelegt. Deren Verteilung im Land Brandenburg zeigt Abb. 2.

Um eine ausreichende Entwicklungszeit und damit vergleichbare Ergebnisse garantieren zu können, beschränken sich die folgenden Auswertungen auf diejenigen Flächenpaare, die mindestens 5 Jahre unter Beobachtung standen und für die nach der Anlage mindestens zwei Wiederholungsaufnahmen erfolgten. Von den 1.144 Flächen trifft dies auf 868 zu. Dabei mussten viele Flächen einerseits aus Gründen des Verkaufs von Waldfläche, von Beschädigungen am Zaun durch Sturm oder der Integration in Schutzzonen als Monitoringflächen aufgegeben werden bzw. unberücksichtigt bleiben. Andere Flächen wiesen unplausible Daten auf und wurden daher zunächst aus den Untersuchungen ausgeschlossen. Für weitere 155 Flächen erfolgte die Anlage erst nach 2005, sodass die bisherige Beobachtungszeit zu gering war.

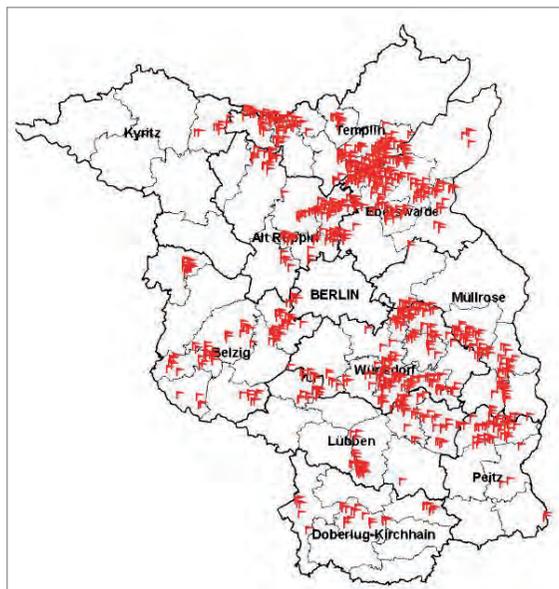


Abb. 2: Verteilung der Kontrollzaunbestände im Land Brandenburg

Die Kontrollzaunbestände befinden sich auf Landeswaldflächen aller Betriebsteile (BT), wobei sich die Zahl der für die Auswertung relevanten Flächen ähnlich wie die Landeswaldanteile auf die BT aufteilt (Abb. 3).

Die Erfassung der Daten des Verfahrens war so konzipiert, dass die ausgewählten Kontrollzaunbestände mit Informationen aus dem Datenspeicher Wald (DSW) (Stichtag 01.01.2007) verknüpft werden können. Damit wird eine Klassifizierung der Flächen nach Standortseigenschaften möglich, die Auswertungen bzgl. des Einflusses von Nährkraft- und Feuchtestu-

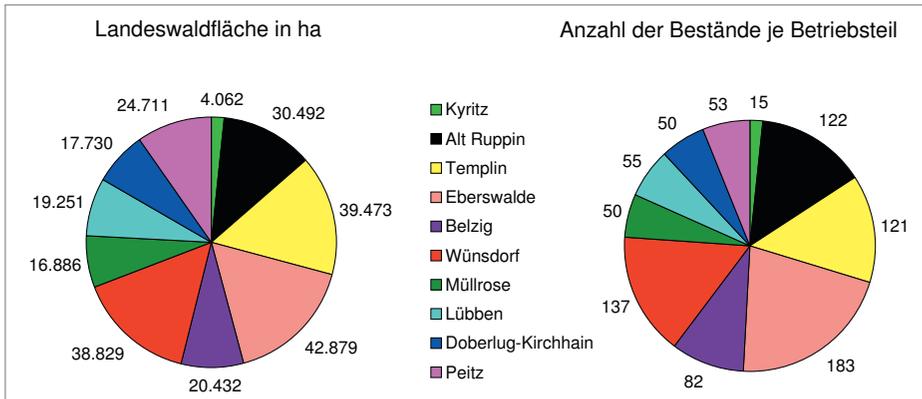


Abb. 3: Verteilung der Landeswaldfläche (links) im Vergleich mit der Verteilung der Kontrollzaunbestände (rechts) nach Betriebs-teilen

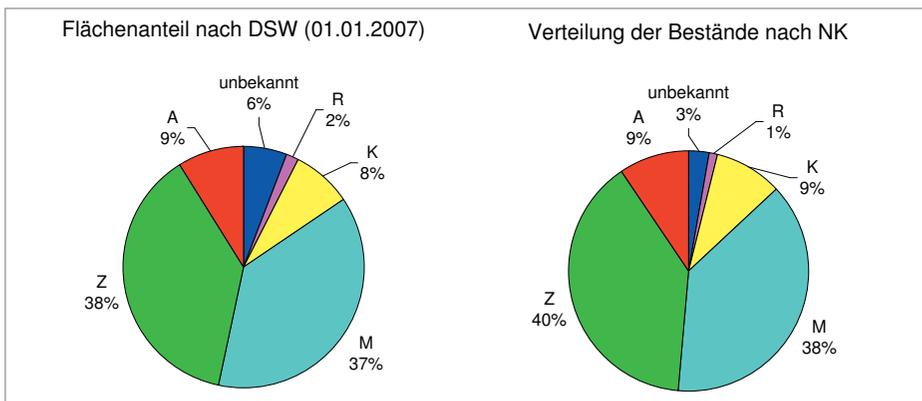


Abb. 4: Verteilung der relevanten Kontroll-zaunbestände nach Nährkraftstufen (rechts) im Vergleich mit den aus dem DSW ableitbaren Flächenan-teilen (links)

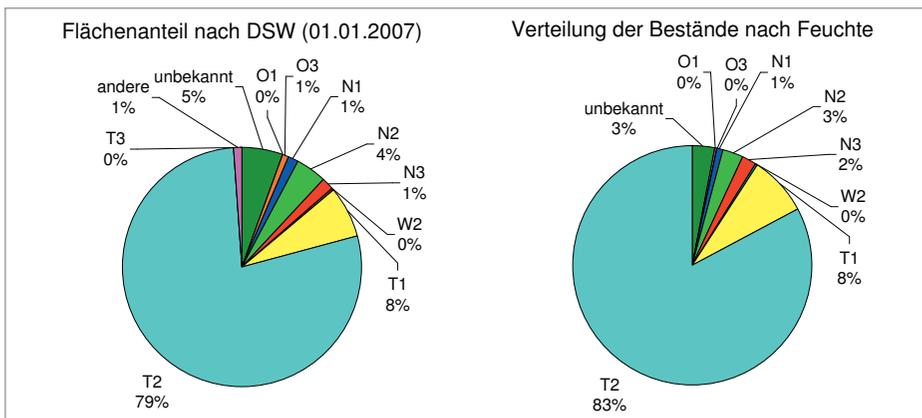


Abb. 5: Verteilung der relevanten Kontroll-zaunbestände nach Feuchtestufen (rechts) im Vergleich mit den aus dem DSW ableitbaren Flächenanteilen (links)

fen sowie der Zusammensetzung des Oberstandes erlauben.

Vergleicht man die Verteilung der Kontrollzaunbestände mit den im DSW angegebenen Flächenanteilen (Abb. 4 und 5), dann scheinen die angelegten Flächenpaare sehr gut die Standortverhältnisse

(Nährkraft, Feuchte) des Landeswaldes zu repräsentieren.

Die Auswertung der Baumartenzusammensetzung des Oberstandes (Tab. 1) macht außerdem deutlich, dass mehr als 60 % der ausgewählten Kontrollzaunbestände Kiefern-Reinbestände sind. Insgesamt haben sogar ca. 75 % der Bestände einen Kiefernanteil von mehr als 70 %. Auch hier spiegelt sich wieder, dass ein Großteil der relevanten Verjüngungsbestände immer noch hauptsächlich mit Kiefer bestockt sind und gerade auch zu diesen Beständen substantiel-

Oberstand	Anzahl der Bestände	Anteil %
EI-HB	35	4,05
EI-RB	30	3,47
GKI-EI-MB	16	1,85
GKI-GBI-MB	10	1,16
GKI-HB	91	10,53
GKI-RB	561	64,93
GKI-RBU-MB	7	0,81
RBU-EI-MB	14	1,62
RBU-HB	24	2,78
RBU-RB	27	3,12
andere	49	5,67

Tab. 1: Verteilung der relevanten Kontrollzaunbestände nach Art des Oberstandes: Reinbestand (RB) - Baumartenanteil 100 %; Hauptbestand (HB) - Baumartenanteil >70 %; Mischbestand (MB) - bei zwei Baumarten über 30 %

lere Aussagen zum Verjüngungspotenzial zu erwarten sind.

Prinzipiell sollte mit den ausgewählten Monitoringflächen daher eine repräsentative Stichprobe für die Standorts- und Bestockungsverhältnisse im Landeswald gegeben und verallgemeinerbare Aussagen ableitbar sein.

4 Ergebnisse

Entsprechend der Zielstellungen des Kontrollzaunverfahrens konzentriert sich die Analyse der Daten hauptsächlich auf die folgenden drei Schwerpunkte. Zunächst sollten Ergebnisse hinsichtlich des Verjüngungspotenzials in Abhängigkeit der vorliegenden Standortfaktoren abgeleitet werden (Abschnitt 4.1). Ein weiteres wichtiges Anliegen des Monitoringverfahrens war es jedoch, mit Hilfe des Vergleichs der gezäunten und ungezäunten Flächen den Wildeinfluss in den Verjüngungsbeständen zu charakterisieren (Abschnitt 4.2). Nicht zuletzt trägt dazu auch die Einschätzung des auf den ungezäunten Flächen beobachteten Verbisses bei (Abschnitt 4.3).

In die Auswertungen wurden zunächst die Aufnahmen aller relevanten 868 Flächenpaare einbezogen. Mit dem Start des Verfahrens im Jahr 2003 erfolgte auch die Anlage des größten Teils dieser Flächen (826). 41 Flächen kamen 2004 hinzu. Eine der Flächen wurde erst 2005 angelegt.

Zusätzlich erschwerend für die Auswertung war, dass der Aufnahmeturnus in vielen Fällen von den vorgegebenen 3 Jahren abwich. Da die Zahl der Vegetationsperioden die Entwicklung der Verjüngung maßgeblich beeinflusst, wurden alle Auswertungen auf die genaue Zeit der Beobachtung bezogen.

Für die Aufnahmen nach 2, 4, 5 und 7 Jahren liegen nur sehr wenige Werte vor (Tab. 2), sodass für diese Zeitpunkte auch mit größeren Ungenauigkeiten in den Aussagen zu rechnen ist. In vielen Grafiken und Statistiken wird sich daher auch nur auf das Anlagejahr (0 Jahre) und die Wiederholungsaufnahmen nach 3 und 6 Jahren bezogen.

Tab. 2: Anzahl der Aufnahmen in Abhängigkeit von der Beobachtungszeit der Flächenpaare

Beobachtungszeit in Jahren	Anzahl der Aufnahmen
0	868
2	38
3	850
4	17
5	27
6	777
7	66

Neben den in den folgenden Abschnitten dargestellten und diskutierten Ergebnissen sind umfangreichere, individuell gestaltbare Auswertungen für die verschiedenen Ebenen der Forststruktur (Land, BT, Obf., Rev., Abt.) auch über die Intranet-Ergebnisdarstellungen (<http://ife-db-1.forst.lvnbb.de/kontrollzaun/kzaun05/anmeldung.asp>) möglich.

4.1 Einschätzung des Verjüngungspotenzials anhand der Zaunflächen

Die gezäunten Flächen der Kontrollzaunflächenpaare sollten insbesondere dazu dienen, das Verjüngungspotenzial unter Ausschluss des Wildes abzuschätzen. Geeignete und auch durch das Verfahren erfasste Parameter sind die Zahl der Verjüngungspflanzen, die Höhe der Verjüngung und nicht zuletzt die an der Verjüngung beteiligten Baumarten. Indirekt konnten über die Verknüpfung mit dem DSW auch Standortparameter für die Auswertung berücksichtigt werden.

Zur Einschätzung des Verjüngungspotenzials wurde zunächst die Zahl (N) der sich über den Beobachtungszeitraum entwickelnden Verjüngungspflanzen innerhalb des Zaunes betrachtet.

Abbildung 6 zeigt, dass die Zahl der Verjüngungspflanzen je Zaunfläche eine große Variationsbreite aufweist. Während auf relativ vielen Flächen auch

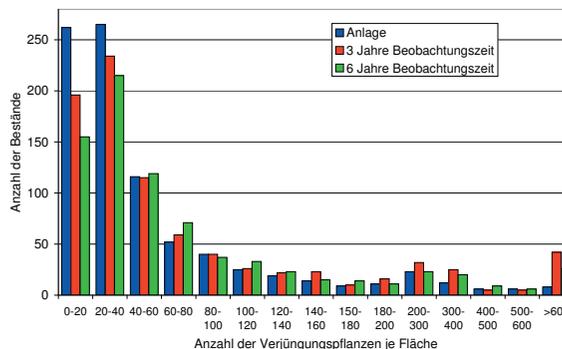


Abb. 6: Anzahl der Zaunflächen nach den auf ihnen ausgezählten Pflanzen

noch nach 6 Jahren gar keine Verjüngung zu beobachten ist bzw. weniger als 20 Pflanzen gezählt wurden, findet man aber auch Flächen mit außerordentlich hohen Pflanzenzahlen (bis zu 10000 Verjüngungspflanzen auf 100 m² Zaunfläche). Diese resultieren häufig jedoch nur aus einer großen Zahl kurzfristig ankommender Naturverjüngung (sehr hohe Pflanzenzahlen in der Höhenklasse 1 (<20cm) – überwiegend Sämlinge). Da diese hohen Pflanzenzahlen die Aussagen zum Verjüngungspotenzial verzerren könnten, wurde bei allen Untersuchungen auch eine „reduzierte Pflanzenzahl“ (red_N) betrachtet:

$$red_N = \begin{cases} 200, & \text{falls } N > 200 \\ N, & \text{sonst} \end{cases}$$

Die reduzierte Pflanzenzahl ist so definiert, dass ein „Abschneiden“ der Pflanzenzahlen bei 200 (entspricht 20 000 je ha) erfolgt. Der Grenzwert von 200 Pflanzen begründet sich daraus, dass man bei Verjüngungen mit mehr als 20000 Verjüngungspflanzen je Baumart und Höhenstufe auf einem ha mit hoher Sicherheit davon ausgehen kann, dass sie zu übernahmefähigen Folgebeständen führen.

Neben der Zahl der Verjüngungspflanzen stellt gera-

de auch deren Höhenentwicklung einen geeigneten Parameter zur Charakterisierung des Verjüngungspotenzials dar. Da bei den Aufnahmen jede Verjüngungspflanze einer Höhenstufe zugeordnet wurde, ließe sich für jede Kontrollzaunfläche und zu jedem Aufnahmezeitpunkt eine Verteilung der Verjüngungspflanzen nach Höhenstufen erstellen. Eine Auswertung dieser Verteilungen wäre jedoch sehr unübersichtlich. Zur Vereinfachung wurde daher versucht, die Verteilung der Pflanzen in den Höhenklassen durch einen Höhenindex (HI) zusammenzufassen. Der Höhenindex sei definiert als Summe der Höhen aller Verjüngungspflanzen auf der Fläche:

$$HI = \sum_{i=1}^N h_i$$

Da keine exakt gemessenen Höhen vorliegen, sondern nur die Zuordnung zu Höhenklassen erfolgte, wird für die Höhe h_i eine mittlere Höhe (in dm) der zugehörigen Höhenklasse gesetzt (Tab. 3).

Tab. 3: Mittlere Höhen der Höhenklassen zur Berechnung des Höhenindexes

Höhenklasse	Höhe	Mittlere Höhe der Höhenklasse
1	>2 dm	1 dm
2	2,1-4 dm	3 dm
3	4,1-8 dm	6 dm
4	8,1-13 dm	10,5 dm
5	> 13 dm	16 dm

Im Gegensatz zum Mittelwert der Höhenklassen

$$\left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N HK_i \right)$$

wird beim Höhenindex die tatsächliche Pflanzenhöhe besser berücksichtigt. Motiviert ist diese Definition auch daraus, dass eine Verjüngungspflanze der Höhenklasse 5 einen wesentlich größeren Wuchsraum einnimmt und daher eine stärkere Konkurrenzwirkung erzielt als eine Pflanze der Höhenklasse 1.

Analog zur reduzierten Pflanzenzahl (red_N) soll auch hier ein „reduzierter Höhenindex“ (red_HI) betrachtet werden. In der Summe der Höhen der Verjüngungspflanzen wird hierbei nur die reduzierte Pflanzenzahl berücksichtigt.

$$red_HI = \sum_{i=1}^{red_N} h_i$$

Die absoluten Werte der Höhenindex lassen sich jedoch zunächst nicht direkt interpretieren, sondern nur im Vergleich der Flächen untereinander betrachten. Größere Werte sind dabei immer Ausdruck einer sich besser entwickelnden Verjüngung. Für eine Gesamtübersicht über die Pflanzenzahlen und Höhenentwicklungen der Verjüngung in den Zaunflächen wurden zunächst alle vier Größen (N, red_N, HI und red_HI) ausgewertet und grafisch dargestellt.

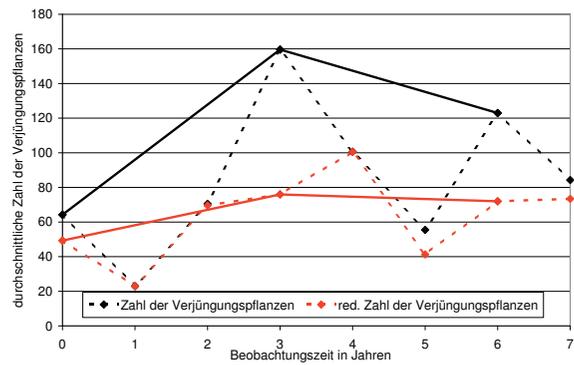


Abb. 7: Durchschnittliche Zahl der Verjüngungspflanzen je Zaunfläche in Abhängigkeit von der Beobachtungszeit

Abbildung 7 stellt die Entwicklung der Zahl der Verjüngungspflanzen über die Beobachtungszeit dar. Betrachtet man den Kurvenverlauf, der alle Aufnahmezeitpunkte berücksichtigt (gestrichelte Linie), dann erscheint ein sehr unregelmäßiges Bild. Während jedoch zu den Zeitpunkten 0, 3 und 6 Jahre jeweils etwa 800 Flächen in die Mittelwertbildung eingehen, sind es zu den dazwischen liegenden Zeitpunkten weniger als 70 (Tab. 2). Für eine objektivere Betrachtung zeigen die durchgezogenen Linien daher die Entwicklung der Zahl der Verjüngungspflanzen für den dreijährigen Aufnahmerhythmus (0, 3 und 6 Jahre Beobachtungszeit).

Danach werden die höchsten Pflanzenzahlen (N und red_N) nach drei Jahren erreicht. Die nachfolgende Verringerung der Pflanzenzahl bis zur Aufnahme nach 6 Jahren lässt sich durch das Höhenwachstum der Verjüngung, der damit einhergehenden Verstärkung der Konkurrenzwirkung und schließlich dem Ausfall von Verjüngungspflanzen (Mortalität) erklären.

Da sich die Werte N und red_N zum Zeitpunkt der Anlage der Flächen (0 Jahre) nur geringfügig unterscheiden, scheinen sehr pflanzenreiche Naturverjüngungen (mehr als 200 Pflanzen auf der Fläche) noch keine so große Rolle zu spielen. Nach 3 und 6 Jahren führt das „Abschneiden“ jedoch schon zu einer Reduzierung der durchschnittlichen Pflanzenzahlen um ca. 50 %. Auffällig ist auch, dass die Kurve der reduzierten Zahl der Verjüngungspflanzen (red_N) weniger stark abfällt, sodass die hohen Pflanzenzahlen nach 3 Jahren hauptsächlich auf kurzfristige massenhafte Naturverjüngung zurückzuführen sind.

Wesentlich besser gelingt es, mit Hilfe des Höhenindexes die Verjüngungsentwicklung zu charakterisieren. In Abbildung 8 ist ein kontinuierlicher Anstieg sowohl des Höhenindexes als auch des reduzierten Maßes zu beobachten.

Die Verläufe beschreiben damit sehr plausibel die im Zaun zu erwartende Verjüngungsentwicklung. In der Diskussion beider Abbildungen 7 und 8 wurde deutlich, dass der Vergleich zwischen den realen und reduzierten Größen Aussagen zum sehr zahlreichen, häufig aber auch sehr kurzfristigen Ankommen von Naturverjüngungen zulassen, was Hinweise auf kurzzeitig günstige Verjüngungsbedingungen ermöglicht.

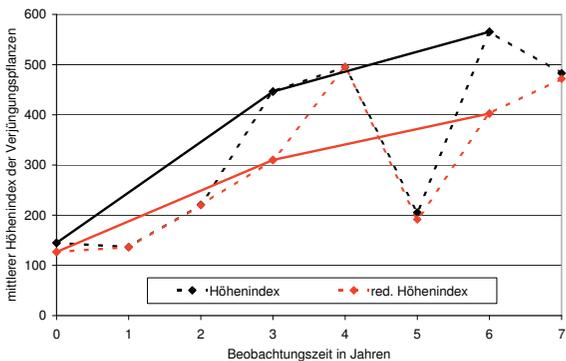


Abb. 8: Mittlerer Höhenindex auf den Zaunflächen in Abhängigkeit von der Beobachtungszeit

Zur Charakterisierung der gesamten Entwicklung der Verjüngung scheinen jedoch die reduzierten Größen red_N und red_HI besser geeignet, weshalb im Folgenden vorrangig nur noch diese Parameter diskutiert werden sollen.

Um den Einfluss des Standortes auf die Verjüngung nachweisen zu können, wurden diese Parameter für die einzelnen Nährkraft- und Feuchtstufen in den folgenden Darstellungen getrennt betrachtet und ausgewertet.

Eine Abhängigkeit von der Nährkraftstufe ist sowohl bei der Pflanzenzahl als auch beim Höhenindex (Abb. 9) zu erkennen. Pflanzenzahlen und Höhen-

indizes weisen auf den besseren Standorten (K und M) jeweils die höheren Werte auf. Wie zu erwarten, kann sich auf diesen Standorten die Verjüngung umfangreicher und schneller entwickeln.

Während der Einfluss der Nährkraft des Standortes über die ausgewählten Kontrollzaunbestände recht gut nachweisbar scheint, wird in den Grafiken für die Entwicklung der Pflanzenzahlen und Höhenindizes die Abhängigkeit von den Feuchtstufen (Abb. 10) nicht so offensichtlich. Zwar entwickelt sich die Verjüngung auf den am besten wasserversorgten Standorten (feucht, N2) am günstigsten, jedoch lassen sich alle anderen Feuchtstufen nicht weiter abstufen. Sehr ähnliche Verjüngungssituationen findet man auf den frischen (T1) und mittelfrischen (T2) Standorten. Die ungünstigsten Verhältnisse werden dagegen auf sehr frischen Standorten (N3) angezeigt.

In ähnlicher Weise wurde auch der Einfluss des Schlussgrades des Oberstandes untersucht. Hier konnten jedoch gar keine plausiblen Abhängigkeiten gefunden werden.

Ursachen für die nicht eindeutige Nachweisbarkeit des eigentlich zu erwartenden höheren Verjüngungspotenzials auf besseren Standorten bzw. bei geringeren Schlussgraden könnten einerseits in den relativ ungenauen Angaben des DSW liegen, andererseits aber aus der Überlagerung einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren (Stammstandortsform, Zusammensetzung und Schlussgrad des Oberstandes, Lokalbodenform, Diasporenangebot) resultieren.

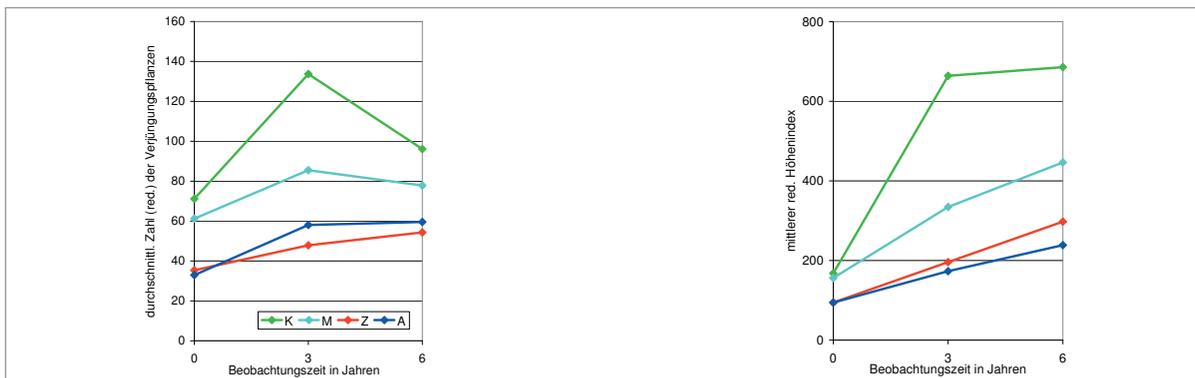


Abb. 9: Entwicklung der durchschnittlichen Zahl der Verjüngungspflanzen und des durchschnittlichen Höhenindex in Abhängigkeit von der Nährkraftstufe

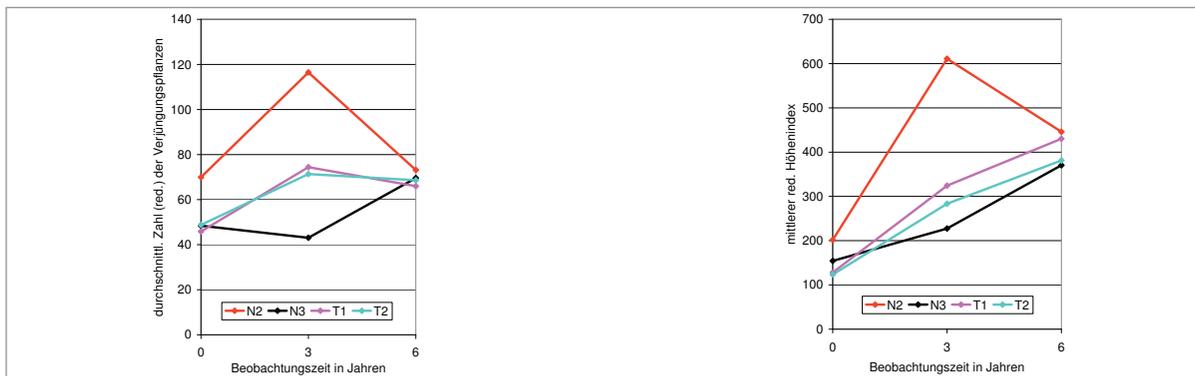


Abb. 10: Entwicklung der durchschnittlichen Zahl der Verjüngungspflanzen (red_N) und der Höhenindizes (red_HI) in Abhängigkeit von der Feuchte

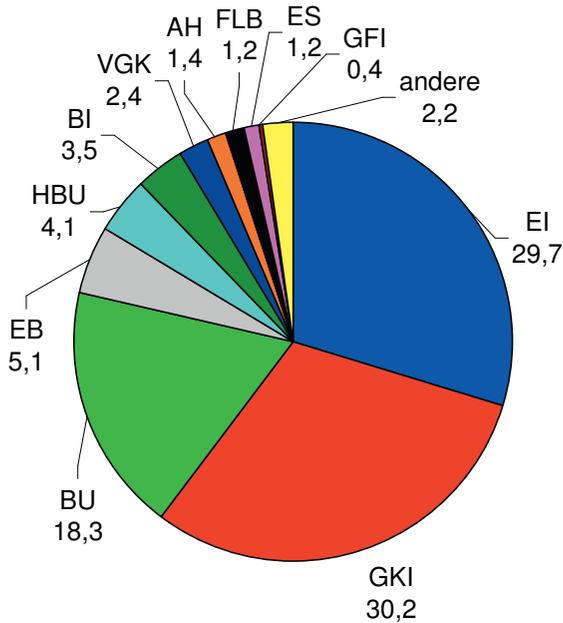


Abb. 11: Anteil der Baumarten an der Verjüngung nach 6 Jahren Beobachtungszeit

Außerdem beziehen sich alle Auswertungen nur auf den DSW zum Stichtag 01.01.2007. Sinnvoller wäre sicher ein Bezug zum DSW des jeweiligen Aufnahmezeitpunktes gewesen.

Entscheidend für das Gelingen einer Naturverjüngung und die Übernahme in einen Folgebestand ist nicht nur die Zahl der Verjüngungspflanzen sondern auch deren Baumartenzusammensetzung.

Abbildung 11 zeigt die Anteile der verschiedenen an der Verjüngung beteiligten Baumarten nach 6-jähriger Beobachtungszeit. Wie zu erwarten, setzt sich die Verjüngung zu mehr als 75 % aus den Hauptbaumarten Kiefer, Eiche und Buche zusammen. Mit einem noch relativ großen Anteil (jeweils 2-8 %) sind die Baumarten Eberesche, Hainbuche, Birke und Vogelkirsche an der Verjüngung der Bestände beteiligt. Der Anteil aller übrigen Baumarten liegt dagegen nur noch unter 2 %.

Damit scheint sich die auf den Monitoringflächen beobachtete Verjüngung hauptsächlich zu Kiefern-, Eichen- und Buchenbeständen zu entwickeln. Die auf den untersuchten Standorten nach Stähr (2006) angestrebten Baumartenzusammensetzungen konnten sich demzufolge in dem Beobachtungszeitraum nicht den Erwartungen entsprechend entwickeln. Hier spielt sicher auch das nicht ausreichend vorhandene Diasporenangebot eine entscheidende Rolle.

Auf Grund des geringen Anteils anderer Baumarten werden sich die weiteren Auswertungen deshalb auf die 3 Hauptbaumarten Kiefer, Eiche und Buche sowie die zu einer Kategorie zusammengefassten „Anderen“ Baumarten beziehen.

Abbildung 12 zeigt die Entwicklung der durchschnittlichen Pflanzenzahlen für die vier Kategorien Eiche, Kiefer, Buche und „Anderen“. Während für alle Baumarten ein schneller Anstieg der Zahl der Verjüngungspflanzen nach 3 Jahren zu beobachten ist, bleibt nur

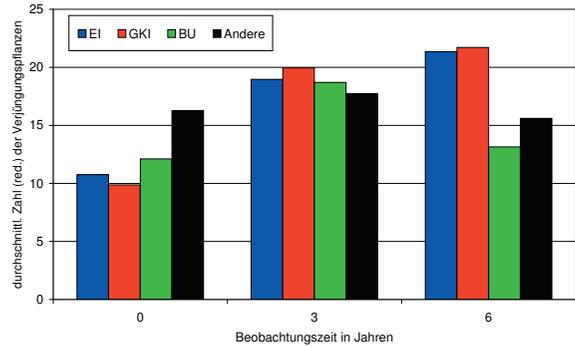


Abb. 12: Entwicklung der Zahl der Verjüngungspflanzen insgesamt nach Baumarten

die Zahl der Eichen und Kiefern auch nach 6 Jahren auf diesem Niveau. Damit nimmt der prozentuale Anteil der Eichen und Kiefern über den gesamten Beobachtungszeitraum stetig zu. Der zahlenmäßige Anteil der übrigen Baumarten einschließlich der Buche wird folglich geringer.

Da sich dieses Bild in der Entwicklung der mittleren Höhenindizes nicht widerspiegelt (Abb.13), scheint es, dass die Verringerung der Pflanzenzahlen bei der Buche durch ein beschleunigtes Höhenwachstum ausgeglichen werden kann. Der Anstieg der Höhenindizes für die Eichen und Kiefern wird dagegen zum großen Teil durch die erhöhten Pflanzenzahlen getragen.

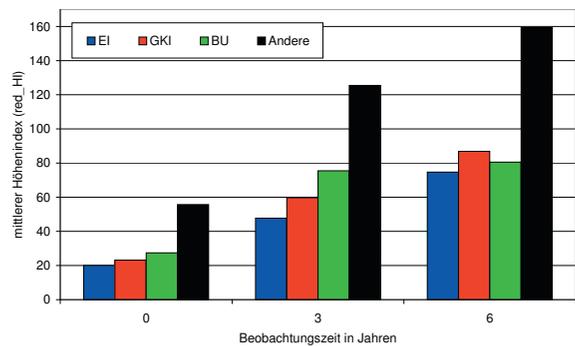


Abb. 13: Entwicklung der mittleren Höhenindizes der Verjüngungspflanzen insgesamt nach Baumarten

Auffällig ist auch, dass die „Anderen“ Baumarten trotz geringer Pflanzenzahlen den besten Verjüngungszustand aufweisen. Sind diese Baumarten in der Verjüngung enthalten, so scheinen sie sich sehr gut zu entwickeln. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass diese Baumarten bei der Anlage der Flächen eine bessere Ausgangssituation besaßen (Höhenindex doppelt so hoch wie bei den Hauptbaumarten Eiche, Buche und Kiefer). Offensichtlich wurden das Ankommen der Baumarten Eberesche, Hainbuche, Birke oder Vogelkirsche bei der Anlage der Flächen als Zeiger für das mögliche Einsetzen der natürlichen Verjüngung angesehen.

Betrachtet man das Verhältnis der Höhenindizes der

einzelnen Baumarten zueinander, dann sind kaum Verschiebungen zu erkennen. Die hauptsächlich an der Verjüngung beteiligten Baumarten scheinen sich daher im Mittel über alle Flächen annähernd gleichmäßig zu entwickeln. Standortsabhängige Unterschiede wurden hier jedoch nicht im Einzelnen untersucht.

4.2 Vergleich der Verjüngungsentwicklung im Zaun und außerhalb des Zaunes

Um den Einfluss des Wildes auf die Verjüngungsentwicklung genauer fassen zu können, werden im Folgenden die gezäunten und ungezäunten Flächen im Vergleich betrachtet. Erste Hinweise können auch hier die Pflanzenzahlen und Höhenindizes liefern. Zunächst bestätigen die Kurvenverläufe in Abbildung 14, dass sowohl die realen (N) als auch die reduzierten (red_N) Pflanzenzahlen in den Zaunflächen über den gesamten Beobachtungszeitraum höher liegen als bei den Vergleichsflächen ohne Zaun.

Noch deutlicher wird dies beim Vergleich der Höhenindizes, die teilweise auf den Zaunflächen doppelt so hohe Werte erreichen. Der auf den gezäunten Flächen nach 3 Jahren zu beobachtende Höhenindex wird auf den ungezäunten Flächen erst nach 6-7 Jahren beobachtet, was als Verzögerung der Verjüngungsentwicklung von mehr als 3 Jahren gedeutet werden kann.

Ähnliche Ergebnisse zeigen sich, wenn man die Flächenpaare direkt vergleicht (Tab. 4). Während die Zahl der Verjüngungspflanzen nach 6 Jahren nur auf 65 % der Zaunflächen höher als auf den ungezäunten Vergleichsflächen ist, sind beim Höhenindex größere Unterschiede zu erkennen.

Über die gesamte Beobachtungszeit ist der Anteil der Flächenpaare, bei denen die Zaunflächen bessere Höhenentwicklungen zeigen, von 58 % auf 81 % gestiegen. Überraschend ist jedoch, dass nach 6 Jahren immer noch für fast 20 % der Flächenpaare auf den Vergleichsflächen ein besserer Verjüngungszustand als auf den gezäunten Flächen zu beobachten ist.

Nachweislich kann sich daher die Verjüngung ohne Wildeinfluss, wie auch zu erwarten, zahlreicher und schneller entwickeln. Es existieren aber auch etliche Standorte, auf denen die Verjüngung so stark oder aber auch gar nicht einsetzt, dass der Wildeinfluss keine merkliche Rolle spielt (vergl. Auch Abschnitt 5). Die annähernd gleichen Verhältnisse der Pflanzenzahlen zwischen den Flächenpaaren lassen außerdem darauf schließen, dass auf den ungezäunten Vergleichsflächen aufgrund der ausbleibenden Höhenentwicklung der Pflanzen ein Ankommen neuer Verjüngungen auch nach 6 Jahren noch zahlreich möglich ist.

Neben der Einschätzung der Verjüngungsentwicklung insgesamt ist auch hier die Entwicklung der einzelnen Baumarten von Bedeutung. Aus dem Vergleich mit der ungezäunten Vergleichsfläche kann abgeleitet werden, welche Baumarten besonders durch den Wildeinfluss gefährdet sind bzw. inwieweit das Wild die Baumartenzusammensetzung in der Verjüngung beeinflusst.

Betrachtet man zunächst die Pflanzenzahlen auf den ungezäunten Flächen (Abb. 15), dann fällt auf, dass über den gesamten Beobachtungszeitraum nur die Kiefer annähernd die Werte der gezäunten Fläche (vergl. Abb. 12) erreichen. Während nach 3 Jahren alle Baumarten anteilmäßig ungefähr gleich vertreten sind, unterscheiden sich die Entwicklungen nach 6

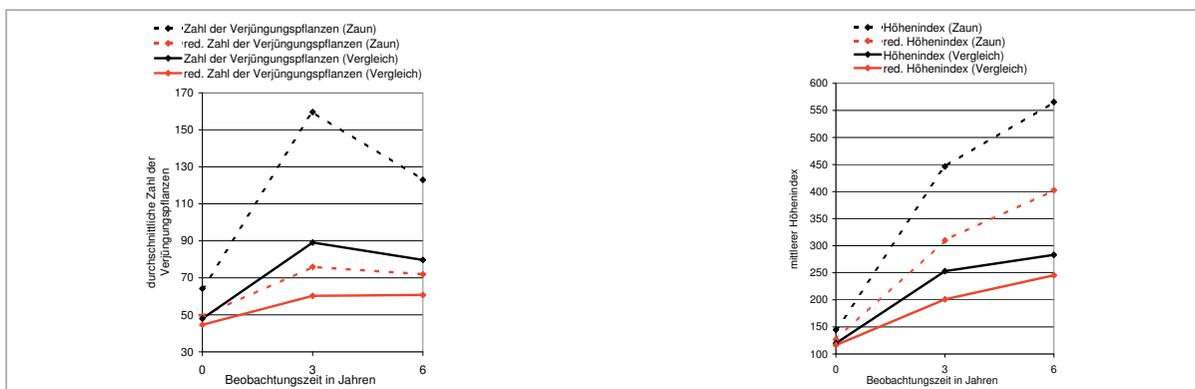


Abb. 14: Vergleich der Zahl (links) und der Höhenindizes (rechts) der Verjüngungspflanzen

Tab. 4: Direkter Vergleich der Flächenpaare bzgl. der Zahl und des Höhenindex der Verjüngung

Beobachtungszeit	Prozentualer Anteil der Flächen mit	
	$N_{Zaun} > N_{Vergleich}$	$HI_{Zaun} > HI_{Vergleich}$
0	58 %	58 %
3	67 %	78 %
6	65 %	81 %

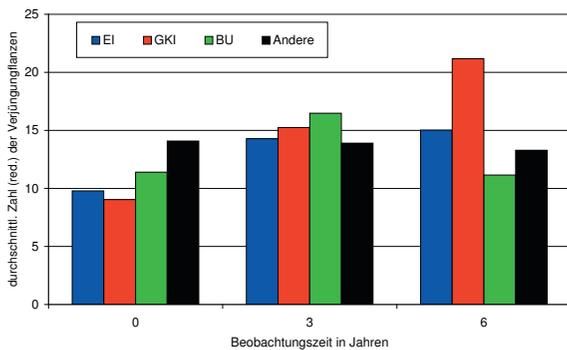


Abb. 15: Entwicklung der Zahl der Verjüngungspflanzen nach Baumarten der gezäunten Vergleichsfläche

Jahren doch schon wesentlich. Nur die Kiefer zeigt eine weitere Erhöhung der Pflanzenzahlen. Die Zahl der Buchen fällt dagegen auffällig ab. Nach 6 Jahren sind weniger Buchen auf den Vergleichsflächen gezählt worden als bei Versuchsbeginn. Auch bei den Eichen und „Anderen“ Baumarten werden die Pflanzenzahlen der gezäunten Flächen bei Weitem nicht erreicht.

Die überproportionale Zunahme der Kiefern über die Beobachtungszeit wirkt sich natürlich auch auf die Baumartenanteile aus. Während der Anteil der Kiefer nach 6 Jahren auf über 30 % zunimmt, nimmt der Anteil der Buche merklich ab. Der Anteil der anderen Baumarten bleibt etwa gleich.

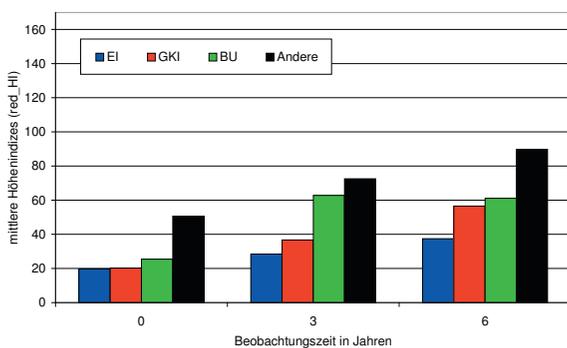


Abb. 16: Entwicklung der mittleren Höhenindizes der Verjüngungspflanzen nach Baumarten der ungezäunten Flächen

Etwas andere Aussagen lassen sich aus den mittleren Höhenindizes ableiten. Qualitativ verlaufen die Entwicklungen für die einzelnen Baumarten der ungezäunten Flächen (Abb. 16) ähnlich wie in den gezäunten Flächen (Abb. 13). Eine stetige Zunahme ist für alle Baumarten zu beobachten, wobei aber die Werte der gezäunten Fläche von keiner Baumart erreicht werden. Während die Höhenindizes der Buchen und Kiefern nur etwa 20 % unter den Werten der gezäunten Fläche liegen, bleibt die Eiche außerhalb des Zaunes in ihrer Entwicklung wesentlich weiter zurück.

Bei der absinkenden Zahl der Buchen (Abb. 15) muss auch auf diesen Flächen eine beachtliche Höhenentwicklung zum guten Verjüngungszustand dieser Baumart beigetragen haben.

Ähnlich wie auf den gezäunten Flächen entwickeln sich aber alle Baumarten trotz Wildinfluss relativ gleichmäßig, so dass die Baumartenzusammensetzung der Verjüngung über alle Kontrollzaunflächen relativ stabil und nur unwesentlich vom Wild beeinflusst zu sein scheint.

Welche Rolle die Interaktion der Baumarten im Zusammenhang mit dem Wild auf der einzelnen Fläche spielt, kann durch die durchschnittlichen Betrachtungen jedoch nicht erfasst bzw. wiedergegeben werden.

4.3 Beurteilung der Verbissbelastung außerhalb des Zaunes

Da das Zurückbleiben der Verjüngung auf der ungezäunten Vergleichsfläche gegenüber der gezäunten Fläche bei vergleichbaren Ausgangssituationen auf den Wildverbiss zurückzuführen sein sollte, wurde deshalb im Verfahren zu den jeweiligen Aufnahmen der Grad des Verbisses erfasst. Man erhält damit zwar nur Momentaufnahmen im 3-jährigen Turnus, sollte aber trotzdem einen Eindruck über den Zusammenhang zwischen Verbissstärke und Verjüngungsentwicklung erlangen. Dazu wird im Folgenden die Pflanzenzahlen und Höhenentwicklungen verbissener und unverbissener Verjüngungspflanzen insgesamt bzw. nach Baumarten getrennt verglichen.

Zur Einschätzung der Verbissbelastung außerhalb des Zaunes wurde zunächst die Entwicklung der Parameter red_N und red_HI im Vergleich mit der Zaunfläche und unter Berücksichtigung der Verbissklassen (VK) betrachtet (Abb. 17).

Dargestellt sind die Pflanzenzahlen und Höhenindizes aller Pflanzen (blau), der unverbissenen (VK 3, rot) und der höchstens schwach verbissenen Pflanzen (VK 2 und 3, grün) der Vergleichsfläche. Gegenüberstellend dazu beschreibt die schwarze Linie den durchschnittlichen Verjüngungszustand in den Zaunflächen.

Abweichend von den Erwartungen scheint die Verbissbelastung zum Zeitpunkt der Momentaufnahmen nach 0, 3 und 6 Jahren gar nicht so hoch zu sein. Die absoluten Verbisszahlen bleiben annähernd konstant, sodass sich bei zunehmender Pflanzenzahl der Anteil der unverbissenen Pflanzen erhöht. Zum Zeitpunkt der Anlage der Flächen beträgt der Anteil der unverbissenen Pflanzen ca. 64 % und steigt nach 6 Jahren auf über 70 % an (Abb. 18). Der Anteil der nur schwach oder gar nicht verbissenen Pflanzen liegt nach 6 Jahren sogar bei über 82 %. Ein noch stärkerer Anstieg ist bei den Höhenindizes zu beobachten. Hier war die Ausgangssituation bei der Anlage der Flächen wesentlich schlechter (unverbissen 52 %, schwach verbissen 67 %). Aussagen zu den Ursachen für die verringerten Verbisszahlen können aus den erfassten Daten jedoch nicht abgeleitet werden. Hier können neben einem geringeren Wildbestand

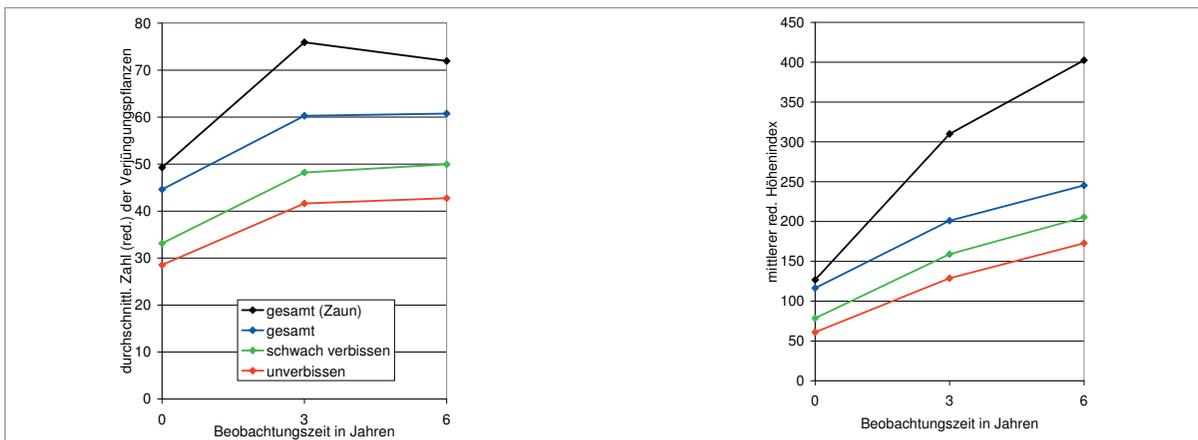


Abb. 17: Vergleich der Entwicklung der durchschnittlichen Zahl der Verjüngungspflanzen (red_N) und der mittleren Höhenindizes (red_HI) in Abhängigkeit vom Grad des Verbisses

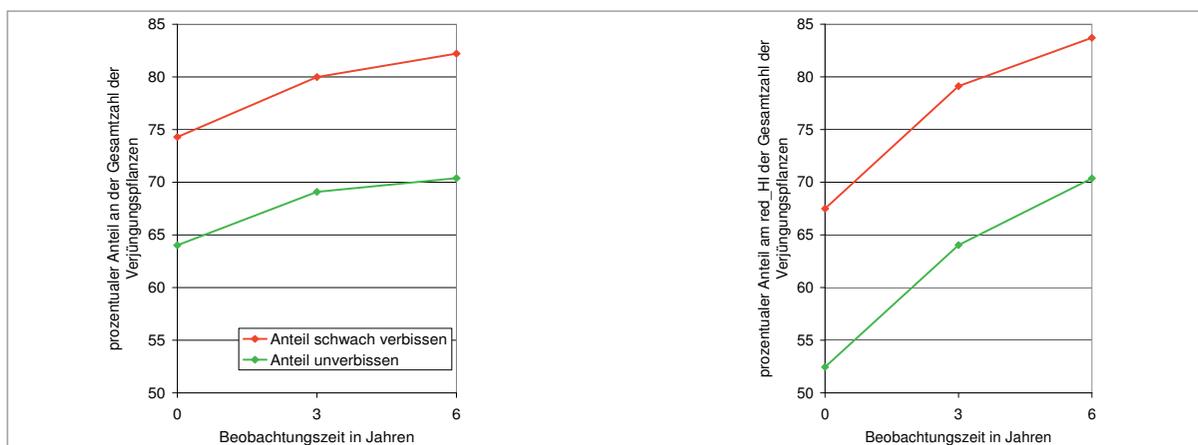


Abb. 18: Anteil der unverbissenen bzw. höchstens schwach verbissenen Pflanzen an der Zahl und dem Höhenindex der Verjüngung außerhalb des Zaunes

auch verschiedenste andere Aspekte eine Rolle spielen (z. B. veränderte Lichtverhältnisse, Pflanzenhöhen).

Ganz offensichtlich ist jedoch das verbissbedingte Zurückbleiben der Verjüngungsentwicklung auf den ungezäunten Flächen hinter den gezäunten Flächen (Abb. 17, Vergleich mit der schwarzen Kurve), das aus der wiederholten Verbissbelastung über mehrere Jahre resultiert. Während die Pflanzenzahlen durch

das Ankommen neuer Verjüngung teilweise kompensiert werden können, nimmt die Differenz zwischen den Höhenindizes kontinuierlich zu.

Schlüsselt man die Verbissbelastung für die einzelnen Baumarten auf (Abb. 19), dann zeigt sich, dass die Eichen-Verjüngung prozentual am stärksten verbissen ist. Während nach 6 Jahren Beobachtungszeit mehr als 70 % der Buche und sogar mehr als 80 % der Kiefer unverbissen bleiben, weist die Eiche über den

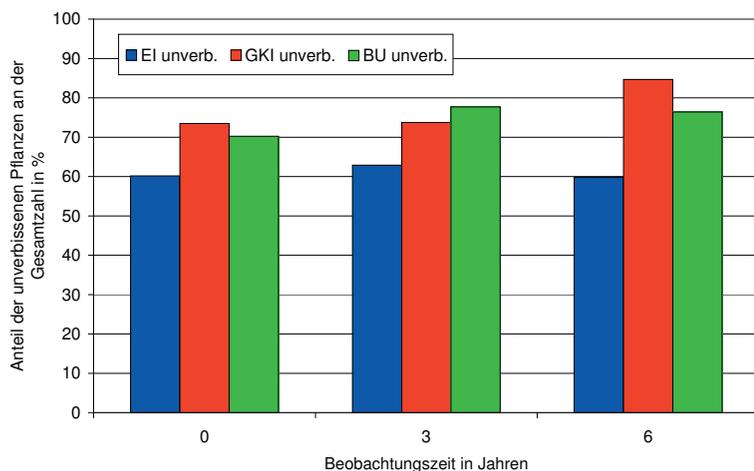


Abb. 19: Prozentualer Anteil der unverbissenen Pflanzen an der Verjüngung außerhalb des Zaunes nach Baumarten

gesamten Beobachtungszeitraum Verbissprozent (VK 1 und 2) von durchschnittlich 40 % auf. Diese anhaltend hohe Verbissbelastung wirkt entscheidend auf die Entwicklung des Höhenindex (Abb. 16). Wesentlich geringer sind dagegen die Auswirkungen auf die Pflanzenzahl (Abb. 15), da sich für ausgefallene Pflanzen Naturverjüngung neu entwickeln kann, die jedoch dann wesentlich geringere Höhe aufweist.

5 Waldbauliche Bewertung des Verjüngungspotenzials auf den Kontrollzaun-Beständen

Um das Verjüngungspotenzial auf beobachteten Kontrollzaunflächen aus waldbaulicher Sicht zu bewerten, wird der jeweilige Verjüngungszustand zahlenmäßig mit Mindestpflanzenzahlen verglichen, die mit großer Wahrscheinlichkeit für die Initiierung einer Folgegeneration ausreichend sein sollten.

STÄHR (2005) leitete diese Mindestzahlen für unverbissene Pflanzen in Abhängigkeit von der Höhenklasse her (Tab. 5). Anhand der in Tabelle 5 angegebenen Werte wurde überprüft, welche der untersuchten Kontrollzaunflächen die Mindestpflanzenzahlen erreicht haben. Für jede Fläche (gezäunt und ungezäunt) können die Verjüngungspflanzen dabei entsprechend folgender Formel summarisch berücksichtigt werden

wobei N_{ij} die Pflanzenzahlen der Baumart i in der Höhenklasse j und GW_{ij} der Grenzwert für Baumart i in der Höhenklasse j bezeichnen. Ergibt sich für den In-

$$\text{Flächenindikator}_{\text{Mindestpflanzenzahlen}} = 100\% \cdot \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n \frac{100 \cdot N_{ij}}{GW_{ij}}$$

den Flächenindikator ein Wert über 100 %, so ist die Verjüngungszahl für einen Folgebestand ausreichend.

Zusammenfassend zeigt Abbildung 20 den Anteil der Flächen, die die Anforderungen an die Mindestpflanzenzahlen erfüllen. Erstaunlicher Weise ist nur für gut ein Drittel aller gezäunten Flächen nach 6 Jahren ein ausreichendes Verjüngungspotenzial zu verzeichnen.

Dagegen erreichen fast 30 % der ungezäunten Vergleichsflächen die geforderten Mindestpflanzenzahlen. Bei fast 20 % der ungezäunten Vergleichsflächen reicht sogar nur die Zahl der unverbissenen Pflanzen zum Erreichen der Mindestpflanzenzahlen aus.

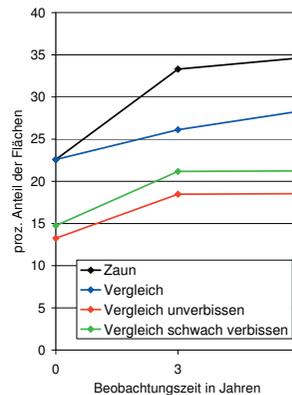


Abb. 20: Prozentualer Anteil der Flächen, die die Mindestpflanzenzahlen erreichen

Tabelle 6 zeigt außerdem, dass sich der größte Anteil der Flächen, die die geforderten Mindestpflanzenzahlen erfüllen, erwartungsgemäß auf den besseren Standorten befindet. Auf den K-Standorten werden die geforderten Pflanzenzahlen von fast 50 % der

Tab. 5: Waldbaulich tolerierbare Mindestpflanzenzahlen je Hektar nicht verbissener Verjüngung nach Stähr (2005)

Baumart	Höhenklasse [cm]				
	HKL 1 < 20 cm	HKL 2 21 – 40 cm	HKL 3 41 – 80 cm	HKL 4 80 – 130 cm	HKL 5 130 – 200 cm
Gemeine Kiefer	8000	7600	7200	6800	6500
Rotbuche	5500	5000	4600	4300	4000
Eiche	6500	6000	5600	5400	5200
Douglasie	2400	2000	1800	1700	1500
Erle	3000	2800	2600	2500	2400
Linde	4000	3800	3600	3500	3300
Ahorn	5500	5000	4600	4300	4000
Hainbuche	4000	4000	3800	3600	3500
sonst. Lbh	4000	4000	3800	3600	3500
sonst. Ndh (GFI, KTA, LÄ)	4000	3800	3600	3500	3500

Tab. 6: Prozentualer Anteil der Flächen, die die Mindestpflanzenzahlen erreichen in Abhängigkeit von der Nährkraftstufe

Beobachtungszeit in Jahren	Zaunfläche				Ungezäunte Vergleichsfläche			
	K	M	Z	A	K	M	Z	A
0	41,3	27,4	15,0	12,3	42,5	25,9	16,1	16,0
3	52,6	37,4	22,8	28,8	42,3	30,7	15,3	27,5
6	49,3	36,4	27,7	29,2	41,1	29,2	19,9	34,7

gezäunten und ca. 42 % der ungezäunten Flächen erreicht. Die wenigsten Verjüngungserfolge sind dagegen auf den Z-Standorten zu verzeichnen. Nur knapp 30 % der gezäunten und 20 % der ungezäunten Flächen können demnach zu erfolgreichen Folgebeständen führen.

Schlussfolgernd daraus scheint, dass eine Vielzahl der ausgewählten Verjüngungsbestände vor allem auch auf den schwächeren Standorten nicht geeignet sind, trotz Zaunschutz allein aus dem Ankommen der natürlichen Verjüngung einen Folgebestand zu sichern. Da die ausgewählten Bestände aber im Wesentlichen das Standortsspektrum des Landeswaldes Brandenburg abdecken, sollte bei Einleitung der Verjüngung unbedingt die Standortseigenschaften überprüft und gegebenenfalls zusätzliche Maßnahmen geplant werden.

6 Untersuchungen im BT Eberswalde, Lehoferföresterei (Lobf.) Eberswalde-Finowtal

Alle bisher getroffenen Aussagen beziehen sich auf die durchschnittlichen Verhältnisse aller Kontrollzaunflächenpaare im Landeswald. In den Auswertungen zeigte sich jedoch, dass zwischen den Flächen sehr große Streuungen zu verzeichnen sind. Um Ursachen und Einflussgrößen für diese große Variabilität zu finden, werden im Folgenden die Flächen in der Lehoferföresterei Eberswalde-Finowtal (BT Eberswalde) beispielhaft für speziellere Untersuchungen betrachtet.

Die Lobf. Eberswalde-Finowtal bewirtschaftet verteilt auf 9 Reviere eine Landeswaldfläche von 7.249,05 ha (1.1.2010). Die Kiefer ist darin die dominierende Baumart. Sie besitzt im Oberstand einen Anteil von 68 %, wovon fast 40 % in die Altersklasse 40-79 Jahre fallen. Die wichtigsten Laubbaumarten sind die Buche mit 8 % und Eichenarten mit 4 %. Außerdem ist im Oberstand des Landeswaldes Douglasie mit 3,8 % und Fichte mit 3,2 % vertreten.

Der Landeswaldkomplex gliedert sich standörtlich in die Grundmoräne des Barnimplateaus mit mitt-

leren und kräftigen Standorten (Sandbraunerde, Bändersandbraunerde, Tieflehmfahlerde) und einen Talsandbereich im Eberswalder Urstromtal überwiegend mit der gebietstypischen Feinbodenform Finowtaler Sandbraunerde. Die Stammstandortsgruppe Tm M2 ist mit 51,35 %, Tm Z2 mit 25,2 % und Tm M+2 mit 9,34 % vertreten. In den Bestandeszustandstypen nehmen die Kieferreinbestände einen Anteil von 39 %, die Kiefer-Buchen- sowie die Eichen-Typen 21 % ein.

Die heutige Gesamtgröße der Jagdfläche hat sich während der vergangenen Jahre nur wenig verändert, wobei die Kernzone des Gebietes in den 6 Landeswaldrevieren unverändert geblieben ist.

In der Lobf. Eberswalde-Finowtal wurden in den Jahren 2003 und 2004 insgesamt 34 Kontrollzaunflächen nach o. g. Methode eingerichtet. Die Betreuung der Flächen übernahmen zwei Revierförster, die geschult wurden und bis zum Jahr 2010 auch die Messungen durchführten, sodass subjektive Einflüsse weitgehend ausgeschlossen werden können.

Für die folgenden Auswertungen sind 15 Flächen in 7 Landeswaldrevieren ausgewählt worden. Die Flächen repräsentieren durchschnittliche Standortverhältnisse und Bestandesstrukturen der Lobf..

Die Flächen 1-7 befinden sich überwiegend auf der Grundmoräne am Nordrand des Barnimplateaus (bessere Standorte der Lobf.) und zusammen mit der Fläche 8 im stadtnahen Bereich. Bis auf Fläche 8 liegen alle Flächen östlich der Bahnstrecke Berlin-Szczecin. Die Reviere mit den Kontrollflächen 1 - 8 sind durch die Bevölkerung stark besucht.

Die Flächen 9 - 15 befinden sich im westlichen Teil. Sie repräsentieren schwächere Standorte der Lobf. und liegen im Eberswalder Urstromtal. Mit wenigen Ausnahmen (Schwäzeseesee, Samithsee) sind diese Reviere von der Bevölkerung weniger frequentiert.

Eine Charakterisierung der untersuchten Flächen zeigt Tabelle 7. Hier wird die große Vielfalt sowohl in den Standortverhältnissen, der Zusammensetzung des Oberstandes aber auch dem Zeitpunkt der Wiederholungsaufnahmen deutlich, was eine einheitliche Auswertung zusätzlich erschwert. Für die weiteren Auswertungen werden daher nur die Aufnahmen

Nr.	Lage in Lobf.	Fläche	Oberstand	Nährkraft	Anlage 2003	Anlage 2004	2006	2007	2009	2010
1	Ost	Leun.-Wiesen 103a9	TEI-GKI-MB	M2		x	x	x		x
2	Ost	Eberswalde 46b1	GDG-RB	K2	x		x		x	
3	Ost	Eberswalde 25a2	GKI-HB	M2	x		x		x	
4	Ost	Eberswalde 135b2	GKI-HB	M2	x		x		x	
5	Ost	Schönholz 5b3	GKI-RB	Z2		x	x	x		x
6	Ost	Schönholz 12a2	GKI-HB	K2	x		x		x	
7	Ost	Schönholz 59a6	GKI-RB	M2	x		x		x	
8	Ost	Heegermühle 141a2	GKI-RB	M2	x		x		x	
9	West	Melchow 146a2	GKI-GDG-MB	M2		x	x	x		x
10	West	Melchow 67a1	GKI-RB	Z2	x		x		x	
11	West	Schwärze 232a2	GKI-RB	M2		x	x	x		x
12	West	Schwärze 257b1	GKI-RB	Z2		x	x	x		x
13	West	Eiserbude 167a2	GKI-RB	Z2		x	x	x		x
14	West	Eiserbude 165a2	GKI-RB	M2	x		x		x	
15	West	Eiserbude 236b3	GKI-RB	M2	x		x		x	
Anzahl der Messungen					9	6	15	6	9	6

Tab. 7: Beschreibung der Kontrollzaunflächen 1 - 15 in der Lobf. Eberswalde-Finowtal und Zeitpunkte für Flächenanlagen und -messungen

Tab. 8: Anzahl der Verjüngungspflanzen zum Zeitpunkt der Flächenanlage sowie bei der 1. und 2. Wiederholungsaufnahme

pf.Lonngela	Nr.	Gezäunte Flächen			Ungezäunte Flächen		
		Ausgangssituation	Wiederholungszählung		Ausgangssituation	Wiederholungszählung	
			1.	2.		1.	2.
Ost	1	96	771	413	124	149	261
	2	178	164	26	141	148	9
	3	18	61	103	14	12	126
	4	174	257	304	170	270	125
	5	36	45	63	31	32	45
	6	249	278	324	313	329	225
	7	22	53	44	8	24	14
	8	5	16	16	3	8	23
West	9	33	28	41	25	33	41
	10	10	11	11	25	20	18
	11	4	10	22	6	6	9
	12	2	9	27	7	9	12
	13	23	87	17	20	51	19
	14	2	17	14	23	18	20
	15	5	12	41	1	4	56
Summe		857	1819	1466	911	1113	1003
Mittelwerte		57,13	121,27	97,73	60,73	74,20	66,87

zur Anlage und nach 3 und 6 Jahren berücksichtigt (fett markiert).

Die Tabelle 8 dokumentiert zunächst die Entwicklung der Zahl der Verjüngungspflanzen auf den einzelnen Flächen. Schon hier zeigen sich bedeutende Unterschiede zwischen den Bereichen „Ost“ und „West“. Im Gebietsteil „Ost“ ist eine Zunahme der Pflanzenzahlen auf den gezäunten Flächen von 100 auf ca. 160 zu beobachten (Abb. 21). Auf den ungezäunten bleiben die Pflanzenzahlen dagegen relativ konstant. In beiden Flächen der Vergleichspaare erreichen die Pflanzenzahlen nach 3jähriger Beobachtung ihr Maximum. Die Höhenentwicklung ist jedoch über dem gesamten Beobachtungszeitraum ansteigend.

Auf den Flächen im Gebietsteil „West“ zeigen sich ganz andere Verhältnisse. Bei schon sehr geringem Ausgangsniveau ist auch nur eine geringe Zunahme an Verjüngungspflanzen zu beobachten, wobei sich die gezäunten und ungezäunten Flächen kaum unterscheiden. Eine geringe Höhenentwicklung zeigt sich auch auf der gezäunten Fläche.

Ursachen für die deutlichen Differenzen zwischen

dem östlichen und dem westlichen Gebietsteil scheinen ganz offensichtlich im standörtlichen Potenzial zu liegen.

Auffällig ist aber auch, dass die Zahl der Verjüngungspflanzen auf den einzelnen Kontrollzaunflächen auch innerhalb der ausgeschiedenen Gebietsteile erheblich variieren kann. Die höchste absolute Zahl an Verjüngungspflanzen innerhalb des Zaunes gab es auf der Fläche 1 im Revier Leuenberger Wiesen (771 Stück). Grund sind neben der besonders guten Ausgangssituation in diesem Revier bei Baumartenanteilen der Eiche von 64 % und der Buche von 19,3 % auch besonders günstige Verjüngungsbedingungen zum Zeitpunkt der Aufnahme nach 3 Jahren.

Ganz anders verhält es sich auf der Fläche 2. Dort ist eine deutliche Abnahme der Pflanzenzahlen zu verzeichnen. Die Ursache hierfür liegt in dem sehr guten Ausgangsniveau bei Anlage der Flächen. Einzelne Verjüngungspflanzen erreichten schon Höhen zwischen 7 und 13 dm.

Durch die sich weiter verstärkende Konkurrenzwirkung fielen weniger gut entwickelte Pflanzen aus

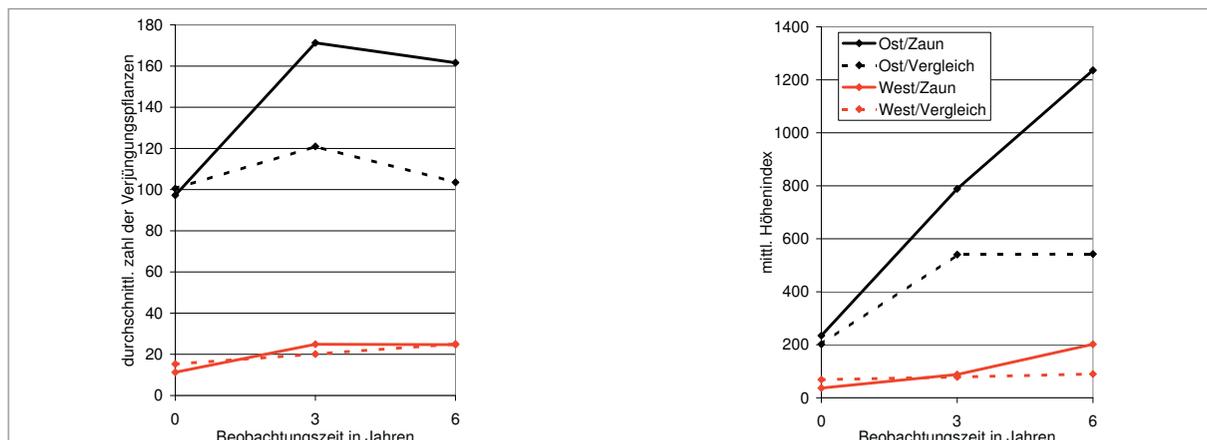


Abb. 21: Vergleich der durchschnittlichen Zahlen der Verjüngungspflanzen und der mittleren Höhenindizes im östlichen und westlichen Gebietsteil nach 0, 3 und 6 Jahren auf gezäunten und ungezäunten Kontrollflächen

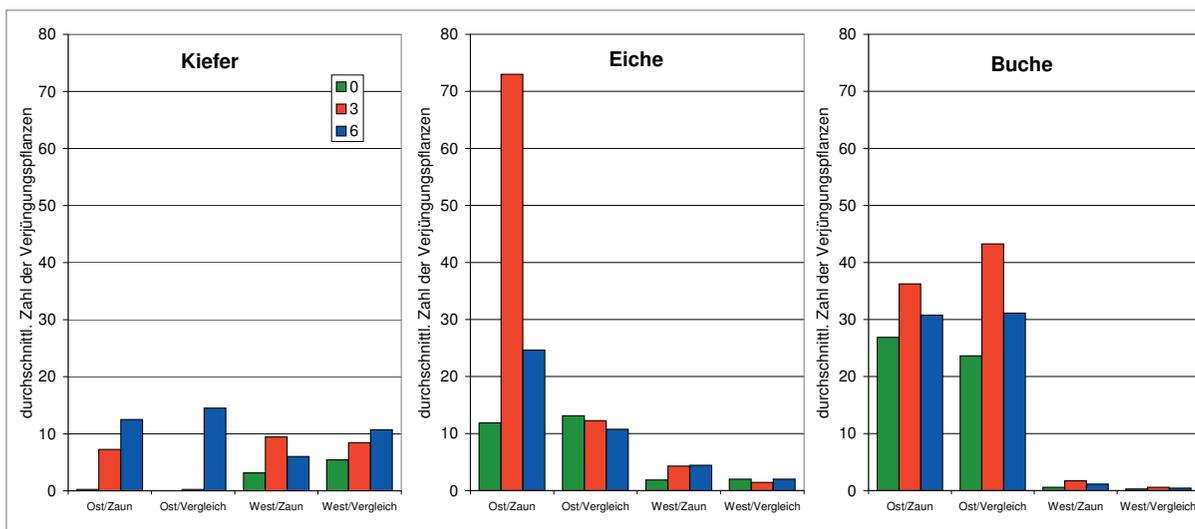


Abb. 22: Vergleich der Zahl der Verjüngungspflanzen nach 0, 3 und 6 Jahren im östlichen und westlichen Gebietsteil

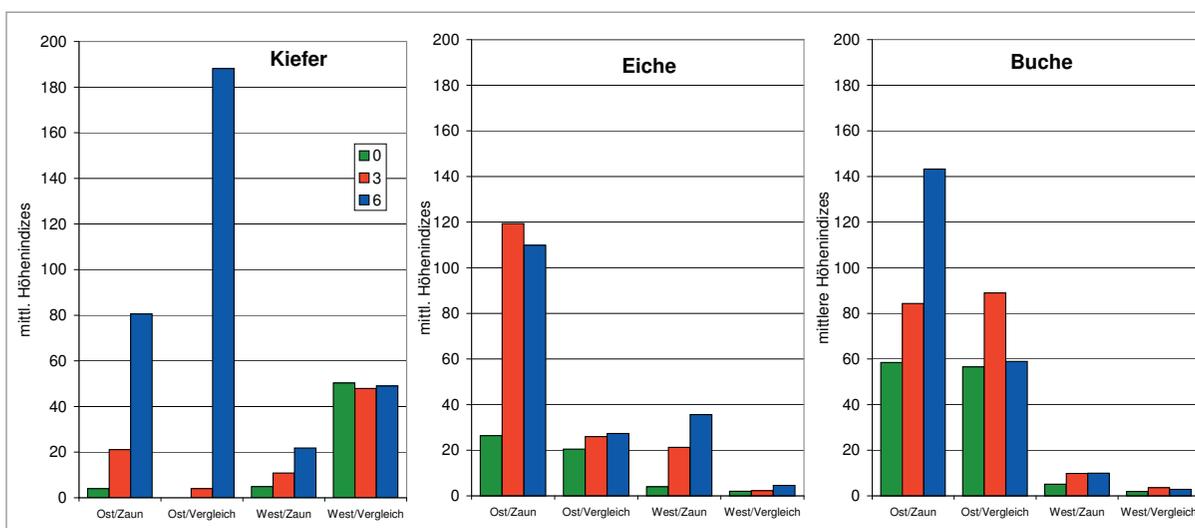


Abb. 23: Vergleich der Höhenentwicklung in der Naturverjüngung nach 0, 3 und 6 Jahren im östlichen und westlichen Gebietsteil

bzw. war ein weiteres Ankommen von Verjüngung nicht mehr möglich.

Sowohl im Gebiet „Ost“ als auch „West“ sind außerdem Flächenpaare zu finden, bei denen sich die Verjüngung auf den ungezäunten Flächen zahlreicher als auf den gezäunten Flächen entwickelt (z. B. Fläche 3, 10, 15).

Zur Analyse der Entwicklung der Verjüngung wurden die Pflanzenzahlen und Höhenindizes auch noch einmal nach Baumarten getrennt untersucht und ausgewertet. Betrachtet werden wieder die Hauptbaumarten Kiefer, Eiche und Buche im Vergleich zwischen den Gebieten „Ost“ und „West“.

Die Abbildungen 22 und 23 zeigen die sehr differenzierte Entwicklung der Verjüngung in den beiden Gebieten. Während der Ostteil zahlenmäßig durch Eichen- und Buchenverjüngung dominiert wird, ist es im Bereich „West“ nur die Kiefer und innerhalb des Zaunes die Eiche, die die Verjüngung bilden. Die au-

ßerordentlich hohen Pflanzenzahlen im Westteil der Lofb. nach 3 Jahren resultiert vermutlich hauptsächlich aus der Vielzahl junger Eichen. Offensichtlich lagen in dieser Periode sehr günstige Witterungs- und Verjüngungsbedingungen vor. Die Pflanzenzahl fällt aber nach kurzer Zeit wieder auf ein Niveau von ca. 25 Eichen ab. Erstaunlich ist auch, wie stark die wenigen Kiefern durch ihr Höhenwachstum zum guten Verjüngungszustand auf diesen Flächen beitragen. Während sich die Pflanzenzahlen der gezäunten und ungezäunten Flächen im Bereich „Ost“ kaum unterscheiden, erreicht der Höhenindex der Vergleichsfläche bei Weitem nicht die Werte der Zaunfläche. Das Wild beeinflusst daher auch hier vornehmlich die Höhenentwicklung, weniger die Zahl der Verjüngungspflanzen. Nur relativ geringere Unterschiede sind jedoch bei der Buche zu erkennen. Offensichtlich ist im Gegensatz zur Eiche der Einfluss des Wildes bei der Buche nicht so ausgeprägt. Damit bestä-

tigt im Westteil der Lobf. Eberswalde-Finowtal auch die schon über alle Flächen abgeleiteten Ergebnisse (Abschnitt 4.2.)

Im Westteil der Lobf. liegen sowohl die Pflanzenzahlen als auch die Höhenindizes weit unter den Werten des Bereiches „Ost“. Verhältnismäßig gut entwickelt sich jedoch die Kiefer nicht nur im sondern auch außerhalb des Zaunes. Bei den Eichen und Buchen beobachtet man steigende Stammzahlen und Höhenindizes nur auf der Zaunfläche. Außerhalb des Zaunes haben diese beiden Baumarten aufgrund der Standortseigenschaften und des zusätzlichen Wildeinflusses dagegen fast gar keine Chance.

Die Ergebnisse für die ausgewählten Flächen der Lobf. Eberswalde-Finowtal bestätigen noch einmal ganz eindrucksvoll die auch schon für den gesamten Landeswald abgeleiteten Aussagen.

Die Variabilität zwischen den einzelnen Verjüngungsflächen ist sowohl bzgl. der Standortseigenschaften als auch der beobachteten Verjüngungsentwicklung sehr hoch. Die Entwicklungen auf der einzelnen Fläche sind oft nur durch Hinzuziehen zusätzlicher Einflussfaktoren (Bodenvegetation, Schlussgrad, des Oberstandes, Diasporenangebot Besucherströme, ...) zu erklären, die aber durch das Verfahren bisher nicht erfasst werden bzw. zukünftig großflächig aus Aufwandsgründen sicher auch nicht erfasst werden können. Bei der Einschätzung des Verjüngungspotenzials eines konkreten Bestandes sollten diese aber immer Berücksichtigung finden. In diesem Sinne können die gezäunten Flächen wertvolle Hinweise bei der Planung von Verjüngungsmaßnahmen liefern. Anhand der im Westteil liegenden Monitoringflächen wird sehr eindrucksvoll bestätigt, dass es trotz Einhaltung aller verjüngungsbegünstigender Faktoren nicht auf allen Standorten möglich sein wird, allein aus dem Ankommen natürlicher Verjüngungen übernahmefähige Folgebestände zu erziehen.

Auf den Flächen in der Lobf. Eberswalde-Finowtal bestätigt sich auch, dass bei gleichzeitigem zahlreichen Vorhandensein von Eichen und Buchen, die Eiche bevorzugt verbissen wird, sodass die Chancen für die Entwicklung der Buchenverjüngung wesentlich günstiger sind.

7 Diskussion und Schlussfolgerungen für die Landeswaldbewirtschaftung

Das Kontrollzaunverfahren liefert nach landeswaldweiter Auswertung der Daten wichtige Informationen über das Verjüngungspotenzial der ausgewählten Bestände und den Einfluss des Wildes auf die örtliche Verjüngungsentwicklung.

Erste Analysen des sehr umfangreichen Datenmaterials zeigten jedoch sofort, dass eine sehr große Streubreite bzgl. der Verjüngungsentwicklungen auf den Monitoringflächen erfasst wurde. Während der Einfluss einzelner Standortseigenschaften nachgewiesen werden konnte, ließen viele andere Parameter keine weiteren Differenzierungen zu. Während die für die Flächen aus dem DSW indirekt zugeordneten Bestandesmerkmale wie Baumarten des Oberstan-

des, Schlussgrad des Oberstandes oder die Feuchte des Standortes offensichtlich zu ungenau waren, wurden andere wichtige Einflussgrößen wie die Bodenvegetation, Witterungsparameter oder auch das Diasporenangebot durch das Verfahren gar nicht erfasst. Andererseits konnten die durch den lokalen Bewirtschafter zugeordnete Standortmerkmale Lokalbodenform und Ökosystemtyp bisher nur unzureichend in die Auswertung mit einbezogen werden. Ursache hierfür war die große Bandbreite dieser Merkmale, die bei einer Klassifizierung zu vielen verschiedenen Gruppen mit sehr geringen Besetzungen geführt hätte.

In diesem Sinne besteht der hauptsächliche Beitrag der Kontrollzaunflächen darin, das Verjüngungspotenzial im jeweiligen Bestand abzuschätzen. Es kann insbesondere dem örtlichen Bewirtschafter bei waldbaulichen und jagdwirtschaftlichen Entscheidungen unterstützen. So kann die Anlage und Beobachtung von Kontrollzaunflächen als Planungsgrundlage waldbauliche Umbaumaßnahmen vorausgehen. Darüber hinaus lassen sich lokale Wildkonzentrationen (Verbiss) feststellen und Bejagungsschwerpunkte daraus ableiten. Verallgemeinerbare Aussagen über größere Einheiten (Revier, Naturraum, Ökosystemtyp usw.) sind jedoch häufig nicht sinnvoll.

Aus der Vielzahl der beobachteten Flächenpaare und der darauf erhobenen Daten konnten trotz der großen Variabilität einige waldbaulich und wildwirtschaftlich relevante Ergebnisse abgeleitet werden.

Wie zu erwarten zeigt sich, dass sich die Verjüngung auf den gezäunten Flächen wesentlich besser als auf den ungezäunten Flächen entwickeln kann.

Überraschend ist jedoch, dass bei einem Großteil der untersuchten Flächen (Bestände) festgestellt werden musste, dass die nach 6 Jahren Beobachtungszeit erfassten Pflanzenzahlen (auch innerhalb des Zaunes) für eine erfolgreiche Walderneuerung nicht ausreichend waren. Dies bedeutet insbesondere, dass für eine Reihe von Beständen ein Zaunschutz nicht automatisch eine für den Folgebestand ausreichende Verjüngungsentwicklung garantiert. In vielen Fällen, insbesondere auf schwächeren Standorten, sind zusätzliche waldbauliche Maßnahmen unbedingt erforderlich.

Durch die auf den Flächenpaaren erhobenen Daten konnte ebenfalls belegt werden, dass der Wildeinfluss landeswaldweit nicht so stark ist wie vermutet. Er wirkt sich je nach Baumart zwar auf die Anzahl und mehr noch auf die Höhe der Verjüngungspflanzen aus und führt zu Verzögerungen bei der Entwicklung der Naturverjüngung. Anzeichen für Entmischungprozesse infolge mehrfachen Verbisses gab es in den untersuchten Beständen jedoch nicht.

Bei allen Untersuchungen zeigte sich auch immer wieder, dass die Buche von allen Baumarten den besten Verjüngungszustand aufweist. So wurden an der Buche sowohl die geringsten Verbissschäden als auch die kontinuierlichsten Höhenentwicklungen beobachtet. Als begünstigende Faktoren könnten die gute Schattenverträglichkeit der Baumart, die höheren Verjüngungspotenziale auf den besseren Buchen-Standorten oder die geringere Verbisprä-

ferenz eine Rolle spielen. Antworten darauf könnten sicher durch detailliertere Auswertungen des Datenmaterials gefunden werden.

Einige der erwarteten Zusammenhänge konnten leider mit dem vorliegenden Datenmaterial nicht nachgewiesen werden. Das ist sicher auf verschiedenen Ursachen zurückzuführen.

Schon bei der ersten Sondierung der Kontrollzaunflächen musste festgestellt werden, dass nicht alle erfassten Daten plausible Werte aufwiesen. Teilweise konnten einzelne Werte durch Nachfrage bei den Verantwortlichen korrigiert werden. Teilweise mussten Flächenpaare aber auch aus den Auswertungen ausgeschlossen werden, da die eingegebenen Daten nicht mehr rekonstruierbar waren bzw. durch falsche Aufnahmemethoden entstanden sind. Durch eine kontinuierliche Anleitung und Motivation der Bearbeiter hätte sicher ein Großteil der Fehler verhindert werden können.

Die Zahl der Einflussfaktoren auf die Entwicklung von Naturverjüngung ist sehr hoch, so dass entweder bei Berücksichtigung aller Größen der Stichprobenumfang zu gering wird oder die Vernachlässigung einzelner Parameter zu große Streuungen in den Aussagen nach sich ziehen.

Daher sollte bei einer großflächigen Weiterführung des Verfahrens sowohl über eine Reduzierung der Einflussgrößen als auch der Aufnahmeparameter nachgedacht werden. So konnten die bei dem Verfahren erfassten Lokalbodenformen und Ökosystemtypen aufgrund ihrer Vielfalt nicht vernünftig berücksichtigt werden. Daher sollte man entweder zukünftig auf Erfassung unüberschaubarer, aber aufwändig zu erhebender Parameter verzichten oder sie schon bei der Flächenauswahl mit in die Überlegungen einbeziehen. So kann das Verfahren durch die Verringerung der Zahl der Einflussfaktoren z. B. durch die Beschränkung der Aufnahmen auf Kiefernbestände auf ausgewählten Standorten bei gleichem oder geringerem Bearbeitungsaufwand zu sicheren Ergebnissen führen.

Laut Aufnahmeanweisung waren nach der Anlage der Flächen zwei Folgeaufnahmen geplant. Diese sind mit der Aufnahme 2010 zum größten Teil abgeschlossen. Für viele Flächen wurde das Verjüngungsziel erreicht bzw. konnte eine Abschätzung des Potenzials vorgenommen werden. Prinzipiell muss jetzt eine Entscheidung getroffen werden, ob und in welcher Form das Verfahren für Brandenburg weitergeführt werden soll.

8 Literatur

- BLAŠKO, L. (2009): Comparison of the game management in an old member state of the European Union and a new one and the influence of the wildlife on the reproduction of the forest of the School Forest Administration in Eberswalde-Finowtal. TU Zvolen. Dizertačná práca. 106 S.
- DEGENHARDT, A.; DOBIAS, K. (2006): Verfahrensbeschreibung Kontrollzaunverfahren. Produktbericht intern, Januar 2006
- LUTHARDT, M. E.; BEYER, G. (1998): Einfluß des Schalenwildes auf die Waldvegetation. Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. AFZ / Der Wald; 17, 890-894.
- LUTHARDT, M. E.; DEGENHARDT, A.; DOBIAS, K. (2003): Wildschadensmonitoring in Brandenburg. Forst und Holz 58(2003), S. 616
- REIMOSER, F.; SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. Allgem. Forst- und Jagdzeitung, 163 (2), S. 27-31.
- STÄHR (2005): Waldbaulich tolerierbare Mindestpflanzenzahlen je Hektar nicht verbissener Verjüngung (mündliche Mitteilung).
- STÄHR, F.; KÖHLER, F.; ROSE, B. (2006): Neufassung der Bestandeszieltypen für das Land Brandenburg. AFZ/Der Wald, Jg. 61 (14). S. 754-757.

Entstehung, Ergebnisse und Perspektiven des Damwildforschungsgatters des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde (LFE)

EGBERT GLEICH

Einleitung

Das Damwildforschungsgatter in Rädikow wurde 1983 im Wildforschungsgebiet Wriezen errichtet und im Jahr 1990 an das damalige Institut für Forstwissenschaften Eberswalde übergeben.

Die Einrichtung dieses Gatters erfolgte mit dem Ziel, wissenschaftliche Untersuchungen an einem ständig verfügbaren Wildbestand durchführen zu können. Seit Anfang der 80er Jahre befindet sich in der Anlage ein genau definierter wertvoller Damwildbestand, dessen Höhe den Äsungsbedingungen im Gatter angepasst ist. Zufütterungen sind nur in den Spätherbst- und Wintermonaten erforderlich.

In den ersten Jahren wurden Untersuchungen

- zur Entwicklung und Bewirtschaftung von Gattertierbeständen,
- zur Effektivität verschiedener Möglichkeiten zum Fang des Wildes sowie
- zur Eignung verschiedener Pflanzen – vor allem Gräser- als Wildäsungspflanzen durchgeführt.

Ende der 80er Jahre rückten Untersuchungen zu den Wechselwirkungen des Lebensraums auf das Wild in den Mittelpunkt der Arbeiten.

Darüber hinaus werden

- neue Forschungsmittel und -methoden (Markierung, Sender) geprüft,
- Untersuchungen zur Reproduktion, Körperentwicklung und Defäkationsrate durchgeführt,
- Mittel zur Wildschadensverhütung und Wildlockstoffe getestet sowie
- veterinärmedizinische Fragenkomplexe bezüglich Immobilisation bearbeitet.

Langzeitbeobachtungen und die Sammlung biologischer Grunddaten sind bedeutende Teilaspekte der wissenschaftlichen Studien im Gatter.

Das Gatter wird außerdem als Konsultationspunkt für verschiedene jagdpraktische Belange (Lebendfang,

Wildbewirtschaftung, Bewirtschaftung von Äsungsflächen usw.) sowie als Demonstrations- und Praktikumsobjekt für Studenten und Praktikanten unterschiedlicher Lehr- und Versuchsstätten genutzt.

Die Zukunft des Gatters war nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten auf Grund ungeklärter Eigentumsverhältnisse lange Zeit ungewiß. Mit der Vermögenszuordnung der Gatterflächen und des dazugehörigen Gebäudes in das Eigentum des Landes Brandenburg im Jahre 1998 wurde dieser hemmende Sachverhalt beseitigt.

Die Bewirtschaftung und wissenschaftliche Betreuung obliegen der Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft im Fachbereich Waldentwicklung und Monitoring des Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde(LFE).

Das Gatter befindet sich in der Gemarkung Wollenberg, im Landkreis Märkisch-Oderland. Die Gesamtfläche beträgt ca. 10 ha und unterteilt sich in 5 ha Waldfläche und 4,3 ha landwirtschaftlich nutzbare Fläche. Etwa 0,7 ha sind Wasserflächen bzw. Unland. Es ist in vier unterschiedlich große Sektionen aufgeteilt und durch Zäune abgegrenzt. Dabei handelt es sich um zwei Waldsektionen, deren Größen ca. 1,5 und 3,5 ha betragen. Die größere Waldsektion schließt eine 0,4 ha große Feldfläche ein. In der gleichen Sektion befindet sich die 250 m² große Fang-



Abb. 1: Das Damwildforschungsgatter aus der Luft betrachtet, deutlich sind die Unterteilung der Gatterfläche und Versuchsanbauten erkennbar

EGBERT GLEICH

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

Tel.: 03334 / 651 25

Egbert.Gleich@lfe-e.brandenburg.de

anlage. Die landwirtschaftlich nutzbaren Sektionen umfassen 1,9 bzw. 2,4 ha. Neben der stationären Gliederung des Gatterinnenraumes bestehen durch transportable Zäune bei Bedarf weitere Möglichkeiten der Unterteilung. Die Teilung der Gatterfläche erfolgte, um zur gleichen Zeit mehrere Versuche durchführen zu können (Abb. 1).

Der Damwildbestand des Gatters hat seinen Ursprung im Gebiet Serrahn, Landkreis Neustrelitz, auf dem Territorium des jetzigen Landes Mecklenburg-Vorpommern.

Im Gatter wird ein Jahresdurchschnittsbestand von 12–18 Stücken gehalten.

Ein gesunder, optimal ernährter Wildbestand ist die Voraussetzung für eine gesicherte, aussagefähige Versuchsdurchführung. Die gute Kondition der Tiere entspricht der wildlebender Populationen in vergleichbaren Lebensräumen. Alle Stücken sind mit Markierungsmitteln versehen, um eine Identifikation des Einzeltieres zu ermöglichen.

Die im Waldbereich installierte Fangvorrichtung ermöglicht Manipulationen am Tier. Einmal im Jahr wird der Gesamtbestand mit Hilfe dieses Lebendwildfanges durchgemustert.

Die Anlagen und der Wildbestand des Gatters stellen einen bedeutenden materiellen und ideellen Wert dar.

Die endgültige Sicherung dieser Einrichtung durch Überführung in Landeseigentum ermöglicht die langfristige Nutzung als Forschungs-, Demonstrations- und Konsultationsobjekt. Somit ist es möglich, mittel- und langfristige Versuche fortzusetzen bzw. zu beginnen.

Die Präferenzermittlung auf dem Gebiet der Äsungspflanzen des natürlichen Äsungsspektrums und der Wildackerkulturen werden fortgeführt.

In Zusammenarbeit mit Saatgutbetrieben erfolgt auf der Grundlage der Präferenzermittlungen die Erarbeitung und Testung von Saatgutmischungen für Damwildäsungsflächen.

Mit den Herstellern von Abwehrmitteln und Lockstoffen zur Wildschadensverhütung werden bei Bedarf entsprechende Prüfversuche durchgeführt.

Die Erarbeitung von Konzeptionen sowie die Begutachtung von Damwildeinstandsgebieten und Anlagen der nutztierartigen Damwildhaltung ist auf der Grundlage der im Gatter erarbeiteten und bereits bestehenden Erkenntnisse realisierbar.

Die Erfassung von biologischen Grunddaten und die Vervollkommnung der Wildmarkensammlung wird fortgeführt.

Auf dem Gebiet der Markierungsmittel und Fangmethoden erfolgt die Weiterführung bestehender Versuche. Die Fanganlage wird optimiert und weitere Markierungsmittel werden einem Langzeittest unterzogen.

Die Abklärung der Funktionstüchtigkeit von technischen Wildschadenschutzvorrichtungen, Tiersendern, und Pflanzenschutzmitteln ist zur Verhinderung von Fehlinvestitionen und negativen Erfahrungen in der Praxis unverzichtbar. Das Damwildforschungsgatter des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde ist gegenwärtig und zukünftig ein unverzichtbarer

Bestandteil der Wildtierforschung in Brandenburg. Von den Arbeiten zur Betreuung des Gatters abgesehen wurden seit seiner Einrichtung insgesamt 27 Untersuchungen durchgeführt. Aus diesen Untersuchungen wurden 17 Berichte und Gutachten angefertigt. In 10 Publikationen wurden Ergebnisse der Arbeiten der Fachwelt zugänglich gemacht. 5 Diplomarbeiten und eine Masterarbeit wurden erfolgreich im Forschungsgatter erarbeitet. Für 3 Promotionen wurden spezielle Fragestellungen untersucht. In 12 Fällen erfolgte die Erarbeitung neuer Untersuchungsmethoden und Arbeitsgrundlagen für die wissenschaftliche Arbeit im Feld. Die Sicherung von Gewährleistungsansprüchen konnten in 5 Fällen erfolgreich eingefordert werden. Mehrere Fehlinvestitionen in beachtlicher finanzieller Höhe blieben dem Land Brandenburg und somit dem Steuerzahler erspart.

Die Aussenstelle Eberswalde des „Johann Heinrich von Thünen-Institutes“ unterstützt die Arbeiten im Gatter bereits über einen langen Zeitraum materiell und trägt beratend zum erfolgreichen Verlauf der Untersuchungen bei.

Ende 2009 wurde das Wirtschaftsgebäude des Forschungsgatters renoviert und werterhaltend instandgesetzt.

In einer Auswahl soll im Anschluss ein Einblick in einen Teil der Aufgabengebiete der Gatteruntersuchungen gegeben werden.

Die Ermittlung von Nahrungspräferenzen und deren Ursachen bei Wildäsungspflanzen

Untersuchungen an Topinambur

Das Anlegen von Wildäsungsflächen als Ergänzung zum natürlichen Äsungspflanzenspektrum wird in der Wildbewirtschaftung seit Jahrzehnten praktiziert.

Die Hauptfunktion dieser künstlich angelegten Flächen ist, eine Alternative zu forstlichen und landwirtschaftlichen Kulturen zu schaffen, um somit Wildschäden in vertretbaren Grenzen zu halten. Liegen diese Flächen in Einstandsnähe, so daß das Wild auch am Tag dorthin zur Äsung zieht, können die na-



Abb.1: Die Versuchsanordnung zur Untersuchung der Nahrungspräferenzen bei Topinambur

türlichen Einstandskulturen geschont werden. Dies setzt voraus, daß die auf Wildäsungsflächen angebauten Pflanzen vom Wild gut angenommen werden. Seit Anfang dieses Jahrhunderts wird auch Topinambur (*Helianthus tuberosus* L.) als Wildäsungspflanze genutzt, die bereits 1612 durch Lescarbott aus Nordamerika stammend nach Europa eingeführt wurde (Griesbeck, 1949). Während in einigen Einstandsgeländen große Erfolge mit Topinambur zu verzeichnen waren, wurde die Äsungspflanze in anderen Gebieten vom Wild sehr schlecht angenommen. Da sortenabhängige Unterschiede in der Nahrungspräferenz zu vermuten sind, wurden von 1988 bis 1994 verschiedene Topinambursorten auf ihre Annahme durch die Wildart Damwild (*Cervus dama dama* L.) innerhalb des Forschungsgatters untersucht. An zehn verschiedenen Topinambursorten mit nahezu identischen morphologischen Blatteigenschaften wurde ein differenziertes Äsungsverhalten beim Damwild festgestellt. Dabei konnten an Hand der sortenabhängigen Bevorzugung Ergebnisse zu deren Ursachen auf der Grundlage pflanzen- und biochemischer Inhaltsstoffe ermittelt werden.

In die Untersuchungen wurden 10 verschiedene Topinambursorten, Stämme bzw. Selektionen (nachfolgend Sorten genannt) einbezogen (Abb. 1).

Der Anbau dieser erfolgte auf 10 Flächen mit identischen Ausmaßen, die so angeordnet waren, daß das Anwechselln zu jeder Sorte unter den gleichen Bedingungen erfolgte. Wie in Abb.2 erkennbar erfolgte darüber hinaus das Anlegen von geschützten unbeästen Vergleichsflächen.

Es handelte sich um in der ehemaligen DDR anerkanntes Pflanzgut. Die Auswahl der Sorten erfolgte zufällig nach dem zu Versuchsbeginn im Jahre 1988 vorhandenen Angebot. Der Ursprung des Pflanzgutes ist das damalige Saat- und Pflanzgut Quedlinburg, Außenstelle Lichterfelde im Landkreis Barnim. Da die Blätter zwischen den Sorten nur in ihrer Größe und in geringem Umfang in der Form variieren, ist die zweifelsfreie Sortenbestimmung anhand der Ausbildung der Blattspreite schwierig. Als visuelles Unterscheidungsmerkmal hat sich die Farbe der Knollen bewährt (WANDEL, 1950). Für die exakte Sortentrennung werden elektrophoretische Isoenzymtrennungen angewandt (BECK et al., 1992).



Abb.2: Das Anlegen von unbeästen Vergleichsflächen mittels Zaunschutz

Ergebnisse

Im Ergebnis der Untersuchungen wurde ermittelt, daß die Blätter unterschiedlicher Topinambursorten von der Wildart Damwild unterschiedlich stark angenommen werden. Von den untersuchten 18 chemischen Elementen, den phenolischen Inhaltsstoffen und dem Rohfasergehalt bestanden enge positive beziehungsweise negative korrelative Beziehungen zur Äsungseignung, insbesondere für den Gehalt an Stickstoff, Schwefel, Chlor, Blei, Molybdän und Phenolen (folinpositive Verbindungen). In der Tendenz zeigten sich ebenfalls Zusammenhänge zum Gehalt an Kalium, Eisen, Procyanidinen und Rohfaser. Nach HARBORNE (1995) bestimmen vor allem sechs geschmacklich zu differenzierende Inhaltsstoffe die Nahrungspräferenz von Pflanzenfressern: Zucker (süß), Tannine (adstringierend), Cumarine (bitter), cyanogene Glykoside (toxisch), organische Säuren und ätherische Öle. Darüber hinaus beeinflussen unterschiedliche Gehalte an Proteinen, Terpenen, Rohfaser und eine Vielzahl anderer Inhaltsstoffe des Sekundärstoffwechsels die Äsungseignung. Aufgrund der vielfältigen Funktionen im tierischen Stoffwechsel dürfte gleichfalls die Versorgung mit Mineralstoffen (Mengen- und Spurenelemente) maßgeblich die Fitness der Tiere beeinflussen. Eine unmittelbare Bedeutung der Elemente für die Nahrungspräferenz ist jedoch eher unwahrscheinlich. Der Entwicklungserfolg tierischer Organismen mit einem physiologisch bedingten hohen Proteinbedarf ist eng an die quantitative und qualitative Zusammensetzung der Aminosäuren und Proteine in der Nahrung geknüpft. Wie die enge Korrelation zwischen dem Stickstoffgehalt und der Nahrungspräferenz zeigt, bestimmt dieser Parameter wesentlich die Nahrungsqualität. Eher überraschend war dagegen, daß Damwild die Topinambursorten mit einem hohen Schwefelgehalt bevorzugte. Schwefel ist Bestandteil der Aminosäuren Methionin, Cystein und Cystin und somit maßgeblich in horn- und haarbildenden Eiweißsubstanzen enthalten. Dieser kann durch Schwefeloxidimmissionen in Futterpflanzen angereichert werden. Ob der Schwefel tierwirksame Geschmackskomponenten in den Topinamburblättern positiv beeinflusst, ist derzeit nicht bekannt. Daß die Tiere jedoch salzig schmeckende Futterpflanzen (beispielsweise mit einem höheren NaCl-Gehalt) selektiv bevorzugen, ist eher wahrscheinlich. Damwild sucht, wie auch alle anderen Wildwiederkäuer, Salzlecken regelmäßig auf, um dort den Bedarf an Kochsalz zu decken. Dies würde die Bevorzugung von chlorhaltigeren Sorten erklären. Korrelationen zum Natriumgehalt konnten jedoch nicht nachgewiesen werden. Die in den Pflanzen akkumulierten Mengen an Kalzium und Phosphor reichen in der Regel bei ungedüngten armen bis mittelmäßigen Böden nicht aus, um den Bedarf der Tiere zu decken (BUBENIK, 1959). Trotz der erheblichen physiologischen Bedeutung von Kalzium und Phosphor, insbesondere für den Skelettaufbau, beeinflussen diese Elemente die Nahrungspräferenz ebenso wenig wie Magnesium. Von den in die Untersuchungen einbezogenen Spurenelementen ergab sich bei Blei und Molybdän ein

gesicherter mathematisch-statistischer Zusammenhang zur Nahrungspräferenz. Die bevorzugt beästen Sorten enthalten signifikant höhere Molybdängehalte. Nach Untersuchungen von ANKE et al. (1986) ist bekannt, daß Damwild größere Mengen an Molybdän in den Organen anreichern kann als die anderen Wildwiederkäuer, wobei Gatterdamwild im Vergleich zu freilebenden Tieren geringere Mengen akkumuliert. Der Tagesbedarf eines Wiederkäuers liegt bei etwa 100 µg/g Futterrockensubstanz. Sorten mit hohem Pb-Gehalt werden erheblich schlechter angenommen. Nach PÜSCHNER UND SIMON (1988) treten erst bei über 250 µg Pb/g TM im Futter Verzehrsdepressionen auf. Die in den Topinamburblättern erreichten Bleimengen betragen jedoch nur ein Hundertstel des oben angeführten kritischen Wertes. Bei den Spurenelementen Aluminium, Bor, Chrom, Kupfer, Eisen, Mangan, Nickel und Zink konnte kein Einfluß auf die Nahrungspräferenz nachgewiesen und statistisch gesichert werden. Pflanzenfresser nehmen mit der Nahrung nicht nur Nährstoffe (Kohlenhydrate, Aminosäuren, Proteine) auf, sondern sie sind ebenfalls gezwungen, die pflanzlichen Abwehrkomponenten wie zum Beispiel Phenole zu konsumieren (REESE, 1979). So zeigen zum Beispiel ökophysiologische Untersuchungen, daß besonders phenolhaltige Fichtenklone weniger häufig durch Rehwild verbissen werden (KÄTZEL et al., 1997). Ebenso führen Phenolgehalte in den Nadeln der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris*) und in der Grünerle (*Alnus crispa*) zu einem verminderten Hasenverbiß, speziell bei *Lepus timidus* und *Lepus americanus* (BRYANT et al., 1983; Clausen et al., 1986). Schwedische Untersuchungen zur Nahrungspräferenz des Elches (*Alces alces* L.) an Birken- und Kiefernäzweigen zeigen, daß insbesondere kondensierte Tannine und Terpene einen erhöhten natürlichen Verbißschutz bewirken (SUNNERHEIM-SJÖBERG und HÄMÄLÄINEN, 1992). Phenolische Verbindungen lösen eine bittere, adstringierende Geschmacksreaktion aus und sind in der Lage, Speichelenzyme zu hemmen. Die Größe dieses Abwehrpotentials ist sowohl genetisch bedingt, als auch von der physiologischen Konstitution (Energiestatus, Kohlenstoffresourcen) der potentiellen Äsungspflanze abhängig. Wie auch die vorliegenden Ergebnisse zeigen, werden Topinambursorten mit geringeren Phenolgehalten bevorzugt beäst. Für die ebenfalls untersuchten Procyanidine bestand dieser Zusammenhang nur in der Tendenz. MISSBACH (1993) führt den geringen Anteil von Nadeln und Nadelbaumknospen (1 %) am Gesamtäsungsspektrum der Wildart Damwild auf den Rohfasergehalt (25-30 %) dieser Äsungskomponente zurück. Dagegen beträgt der Nadelanteil am Äsungsspektrum bei Rotwild und Muffelwild 15 %. Möglicherweise ist die Ursache hierfür in den hohen Gesamtphenolmengen, die in Kiefernadeln enthalten sind, zu suchen. Die Anpassung an Äsungspflanzen mit erhöhten Phenolgehalten könnte bei Damwild im Vergleich zu Rotwild und Muffelwild geringer ausgeprägt sein. Aufgrund der geringen Unterschiede im Rohfasergehalt zwischen den einzelnen Topinambursorten konnten keine Korrelationen zwischen den Gehalten an Rohfaser und Gesamtphenolen

nachgewiesen werden. Damwild bevorzugt als Intermediärtyp rohfaserrärmere Pflanzenteile (UECKERMANN und HANSEN 1983; MISSBACH, 1993). Mit Gehalten im Bereich von 8,8 bis 11,6% TM enthalten Topinamburblätter generell geringere Rohfaseranteile. Die ermittelten Werte liegen teilweise noch unter denen des Zuckerrübenblattes und der Blätter von Markstammkohl (GLEICH, 1996).

Inwieweit auch andere Pflanzeninhaltsstoffe, insbesondere Kohlenhydrate, die Nahrungspräferenz des Damwildes beeinflussen, müssen künftige Untersuchungen zeigen.

Es konnten durch die vorliegende Arbeit sortenabhängige Nahrungspräferenzen der Wildart Damwild (*Cervus dama dama* L.) an Topinambur (*Helianthus tuberosus* L.) auf der Grundlage pflanzen- und biochemischer Analysen näher charakterisiert werden. Signifikante Beziehungen zwischen der Annahme der Topinambursorten und den Inhalten von Mineralstoffen wurden beim Stickstoff, Schwefel, Molybdän, Chlor und Blei ermittelt.

Keine gesicherten Aussagen haben sich, bezüglich der Annahme der Topinambur als Futterpflanze, bei den Mineralstoffen Aluminium, Bor, Calcium, Chrom, Kupfer, Eisen, Mangan, Natrium, Nickel, Phosphor, Zink, Kalium und Magnesium ergeben.

Die Rohfasergehalte waren bei allen Topinambursorten weitgehend ausgeglichen, so daß eine diesbezügliche Beeinflussung der Präferenz nicht nachgewiesen werden konnte.

Die Gesamtphenolmenge beeinflusst die Präferenz signifikant, die Procyanidinmenge dagegen ist nicht gesichert an der Auslösung der Bevorzugung beteiligt.

Durch den erfolgreichen Verlauf der Untersuchungen am Topinambur angeregt erfolgte auf Anfragen von Praktikern und Saatgutbetrieben die Testung der Nahrungspräferenzen in einem Spektrum ausgewählter Gräser.

Untersuchungen an Gräsern

Bei den Nahrungskomponenten des Damwildes dominieren die Gräser als Hauptnahrungsgrundlage (Abb. 3).

Eingehende Pansenuntersuchungen belegen diese Aussage (SIEFKE U. MEHLITZ 1975, UECKERMANN U. HANSEN 1983, PRIEN U. WIEPRICH 1988, DITTRICH, STEDE U. MEHLITZ 1988). Über die Bevorzugung unterschiedlicher Grasarten liegen jedoch nur ungefähre Angaben vor. Übereinstimmend erscheint lediglich die Vorliebe des Damwildes für die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*). Sie läßt sich bei Untersuchungen des Panseninhaltes am deutlichsten ansprechen. Laut DITTRICH, STEDE U. MEHLITZ (1988) macht sie 54 - 64 % der Gesamtnahrung aus. Andere Grasarten haben einen Anteil von 10 - 16 % an der Gesamtnahrung und werden unter „Sonstige Gräser“ zusammengefaßt. SIEFKE UND MEHLITZ (1975) ermittelten unter den aufgenommenen Gräsern einen Drahtschmielenanteil von 80 % und einen Rasenschmielenanteil (*Deschamp-*



Abb. 3: Gräser sind die Hauptkomponente der Damwildäsung (hier auf einem Foto, das bei der Testung von Fotofallen im Gatter entstand)

sia caespitosa) von 8,4 %. Alle anderen Grasarten machen gemeinsam 11,6 % der aufgenommenen Nahrung aus und wurden nicht näher bestimmt. Ob der hohe Anteil der Drahtschmiele an der Nahrung geographisch angebots- oder rein präferenzbestimmt ist, bleibt unbeantwortet.

GORETZKI (1991) ermittelte die selektive Beäsung verschiedener Grasarten okular nach MISSBACH UND SACKMANN (1984). Dabei sind jeweils die durchschnittliche Grashöhe vor und während der Beäsung und die Beäsungsprozente ermittelt worden. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich über zwei Vegetationszeiträume. Wiesenrispe und Wiesenlieschgras wurden, gefolgt von Weißem Straußgras, mit einem Beäsungsprozent von 80 bevorzugt geäst. Welsches Weidelgras wurde mäßig, Ausdauerndes Weidelgras, Rotschwengel und Rohrglanzgras sehr gering geäst. Im Zweiten Jahr erfuhren lediglich Rotschwengel (bessere Annahme) und Welsches Weidelgras (schlechtere Annahme) eine Veränderung nach ihrer Bevorzugung.

Der Versuchsaufbau dieser Arbeit ermöglicht die absolute quantitative Ermittlung der Beäsungsunterschiede. Mit Hilfe von Vergleichsflächen konnte die Beäsungsintensität sieben verschiedener Grasarten in Abhängigkeit von der individuellen Wuchsdynamik hergeleitet werden. Aufgabenstellung war es, die verschiedenen Gräser ihrer Bevorzugung nach einzuteilen und die Ursache der Präferenz zu ermitteln.

Ergebnisse

Mit Hilfe von Vergleichsflächen ließ sich die Menge der geästen Trockensubstanz bestimmen. Nach ihr erfolgte eine Einteilung der Gräser in eine Rangfolge.

- Wiesenlieschgras (*Phleum pratense* L.) wurde, gefolgt von Rotstraußgras (*Agrostis capillaris* L.) und Gemeiner Quecke (*Agropyron repens* L.), bevorzugt geäst

- Rotschwengel (*Festuca rubra* L.) und Wiesenrispe (*Poa pratensis* L.) fanden eine mittelmäßig bis gute Akzeptanz

- Ausdauerndes Weidelgras (*Lolium perenne* L.) und Knautgras (*Dactylis glomerata* L.) wurden weniger stark beäst.

Keine der zur Untersuchung herangezogenen Grasarten wurde vollkommen gemieden.

Durch umfangreiche Analysen wird versucht, einen Zusammenhang zwischen den Inhaltsstoffen und der Bevorzugung zu ergründen.

So beeinflusst der Rohfasergehalt die Verdaulichkeit der organischen Substanz. Die Bestandteile der Rohfaser sind Zellulose, Hemizellulose und Lignin. Mit zunehmendem Gehalt ist eine Abnahme der Verdaulichkeit der organischen Substanz verbunden. Der Gehalt der Rohfaser steigt mit dem Alter an. Der Rohfasergehalt des Rotklee schwankt von 22 % im frühen Stadium (Verdaulichkeit 82,8 %) zu 35,6 % im alten Stadium (Verdaulichkeit 66,2 %) im Laufe einer Vegetationsperiode (KOLB UND GÜRTLER 1971).

Die durchschnittlichen Rohfaserwerte der untersuchten Grassorten liegen zwischen 25 % und 30,4 % relativ gleich hoch. Eine Beeinflussung der Präferenz durch die Rohfaser ließ sich nicht ermitteln, und durch die sich kaum unterscheidenden Werte, scheint eine differenzierte Wahrnehmung des Damwildes auf die unterschiedlichen Rohfaserwerte der Gräser unwahrscheinlich.

Die Kohlenhydrate stellen die Hauptenergieträger der natürlichen Äsung dar. Sie werden in den grünen Pflanzen unter Ausnützung der Sonnenenergie (→Photosynthese) in den Chloroplasten gebildet.

Rund 50 - 80 % der Trockensubstanz entfallen auf die Kohlenhydrate. Zellulose und Stärke machen den Hauptteil aus. Im tierischen Organismus liegt der Anteil der Kohlenhydrate mit ca. 1 - 1,5 % am Frischgewicht des Tierkörpers relativ niedrig. Für den Stoffwechsel der meisten tierischen Gewebe ist die Glukose von Bedeutung. Die Verwertung der verschiedenen Kohlenhydrate weist tierartliche Unterschiede auf. Dem Wiederkäuer steht Glukose als Energielieferant und für Syntheseleistungen nicht in dem Umfang zur Verfügung, wie den monogastriischen Tieren. Nachteilig erscheint die Vergärung einfacher Kohlenhydrate im Pansen zu flüchtigen Fettsäuren. Auch der Abbau zucker- und stärkereicher Äsung ist bei Wiederkäuern mit beträchtlichen Gärungsverlusten verbunden. Das Wiederkäuerverdauungssystem hat aber den Vorteil, Zellulose und andere schwerverdauliche Polysaccharide als Energiequellen nutzen zu können. Während rohfaserarmer Äsung mit einem hohen Gehalt an leichtverdaulichen Kohlenhydraten am besten von Schwein und Geflügel genutzt wird, verarbeitet der Wiederkäuer rohfasereiche Äsung effektiver.

Die untersuchten Grassorten verfügen über einen relativ niedrigen bis ausgeglichenen Rohfasergehalt. Einer Meidung der Gräser aus diesem Grund steht die bevorzugende, von niedermolekularen Kohlenhydraten ausgeübte, süßende Eigenschaft gegenüber.

Die gegensätzlichen Wirkungsweisen könnten der Grund für eine Neutralisierung der eventuell präferenzbestimmenden Faktoren sein.

Im Laufe der Coevolution zwischen Pflanze und Herbivoren hat die Pflanze ein Schutzsystem herausgebildet. Neben physikalischen Abwehrmechanismen, wie Haaren, Dornen, Nesseln, verfügen viele Pflanzen über sekundäre Stoffwechselprodukte, die fraßhemmend wirken. Die Synthese dieser Stoffwechselprodukte ist für die Pflanze mit hohem Aufwand verbunden und erfordert einen stetigen Nachschub von Vorstufen aus dem primären Stoffwechsel. Die Energie, die einer Pflanze zur Verfügung steht, findet eine schwerpunktmäßige Verteilung auf die Faktoren Wachstum oder Verteidigung. Bei den Süßgräsern (*Poaceae spp.*) ist die chemische Abwehr auf ein Minimum beschränkt. Toxine kommen nur selten und in sehr geringen Mengen vor.

HARBORNE 1995 stellt die Hypothese auf, daß das Fehlen metabolischer Inhaltsstoffe bei Gräsern auch eine Art der Anpassung sei. Vielmehr könnten grasende Herbivore durch regelmäßiges Kurzhalten der Blätter, eine Motivation der physiologischen Prozesse bewirken. Kontinuierlicher Fraß könne das Wachstum bei z.B. Wiesenrispe, durch Anregung des Stoffwechsels und der Atmung sogar begünstigen. Diese Thesen erklärten, die bei den Untersuchungen ermittelten geringen Gehalte an Abwehrstoffen und ihren somit fehlenden Einfluß auf die Nahrungspräferenz. Die autotrophe Pflanze ist im Gegensatz zu vielen heterotrophen Organismen (Tiere) in der Lage, alle notwendigen Stickstoffverbindungen selbst zu synthetisieren. Stickstoff ist aber meist ein Minimumfaktor in Pflanzen. Die Pflanze muß haushälterisch damit umgehen (STRASBURGER 1991).

Der Wiederkäuer ist als Ausnahme in der Lage, Stickstoff mit Hilfe der Mikroorganismen der Vormägen selber zu bilden und wäre so relativ unabhängig von der Menge des dargebotenen Stickstoffes. GLEICH (1996) untersuchte Nahrungspräferenzen des Damwildes an verschiedenen Topinambursorten. Er fand eine Beziehung zwischen der Annahme der Blätter und der Menge an Stickstoff heraus. Diese Erkenntnis steht im Gegensatz zu der in vorliegender Arbeit ermittelten Bedeutungslosigkeit des Stickstoffs auf die Präferenz. Verantwortlich dafür kann die Höhe der nachgewiesenen Stickstoffmengen sein. Der Gehalt an Stickstoff in den Blättern der Topinambur ist in den meisten Fällen höher als in den Gräsern. Es ist nicht auszuschließen, daß der Stickstoffgehalt das Geschmacksempfinden des Damwildes erst ab einem bestimmten Prozentsatz zu beeinflussen beginnt.

Auffällig ist der nahezu identische Kurvenverlauf des Stickstoffes mit dem der Aminosäuren der untersuchten Gräser. Diese Tatsache verdeutlicht, daß sich der durchschnittliche Gehalt des Stickstoffes in den Eiweißen, aus dem Aufbau der Aminosäuren als Eiweißbausteine ergibt.

Von allen untersuchten Mengenelementen, konnte lediglich bei Magnesium ein signifikanter Zusammenhang zum Maß der Beäsung ermittelt werden. Das Damwild mied Gräser mit hohem Magnesiumgehalt.

Der Magnesiumgehalt des Bodens nimmt mit der Höhe des Anteils an Feinmaterial zu. Es ist meist als Carbonat vorhanden. In silikatisierter Form wird es durch Verwitterung nicht so leicht freigesetzt wie Kalzium.

Die Aufnahme der Magnesiumionen durch die Pflanze und der Magnesiumgehalt in der Pflanze sind geringer als bei Kalzium und Kalium. Magnesium trägt zum elektrostatischen Ausgleich in der Pflanze bei und beeinflusst indirekt alle mit dem Wasserhaushalt zusammenhängenden Vorgänge. Als Bestandteil des Chlorophylls fällt ihm eine ganz bestimmte Rolle in der Photosynthese zu, in der es durch kein anderes Metall ersetzt werden kann. Es ermöglicht die Umwandlung von Lichtenergie in chemische Energie. Desweiteren wirkt es als integrierender Bestandteil von Zellorganellen (Chloroplasten, Ribosomen). Magnesiummangel in Pflanzen wird durch flecken- oder streifenförmige Chlorosen und Nekrosen sichtbar. In reinen Lösungen wirkt es stark giftig und hindert in hoher Konzentration die Kaliumaufnahme aus dem Medium. Die Magnesiumaufnahme hingegen wird durch andere Kationen (Kalium, Kalzium, Mangan) behindert (STRASBURGER 1991).

Im Tierkörper beträgt der Magnesiumanteil ca. 0,05 % des Gesamtgewichts. Es ist zu 60 % im Skelett und zu 40 % in den Zellen des Weichgewebes (v.a. Muskulatur) vorhanden. Magnesium ist eines der essentiellen Zellelemente.

Der Magnesiumbedarf der Tiere ist abhängig von ihrem Alter. Hinsichtlich der Verdaulichkeit des Magnesiums bestehen beträchtliche tierartige Schwankungen. Bei Magnesiummangel sind monogastrische Tiere durch Steigerung der Magnesiumverwertung besser in der Lage, sich den veränderten Versorungsbedingungen anzupassen (Verdaulichkeitsrate des Mg von bis zu 50 %) als Wiederkäuer (Verdaulichkeitsrate des Mg von 25-30 %) (KOLB UND GÜRTLER 1971).

Die Weidetetanie ist eine Form des Magnesiummangels bei Nutztieren. Sie tritt häufig beim Übergang von Stall- zu Grünfütterung auf. Mit steigender Zahl der Abkalbungen bei Rindern nimmt die Anfälligkeit für das Auftreten der Tetanie zu.

Kälber im Alter von zwei bis vier Monaten leiden, bei Versorgung mit magnesiumarmer Milch, unter Hypomagnesämie.

KOLB UND GÜRTLER (1971) beschreiben einen 0,2%igen Magnesiumgehalt der Trockensubstanz des Grünfutters als ausreichend für die Bedarfsdeckung des Wiederkäuers. Die in den untersuchten Grassorten vorhandenen Magnesiummengen unterschreiten diesen Wert um bis zur Hälfte (Durch Düngung mit

Kalium und Stickstoff wird eine Magnesiumherabsetzung der Weidegräser erreicht). Dennoch werden die Gräser mit höheren Magnesiumgehalten vom Wild verschmäht. Die Ursache für dieses Verhalten könnte in einer Überversorgung des Damwildes mit Magnesium liegen. Die einzelnen Pflanzenarten variieren im Magnesiumgehalt stark. Knautgras und Weidelgras werden bei HENNIG (1972) als magnesiumreiche Gräser beschrieben. Leguminosen, Rübenblätter, Ölfrüchte, Blattgemüse und Kräuter gelten als sehr magnesiumreich. In der Regel verfügen kalziumreiche Pflanzen auch über eine hohe Magnesiumkonzentration.

SIEFKE UND MEHLITZ (1975) beschreiben einen beachtlichen Anteil der nur saisonal auftretenden Baumfrüchte, am Äsungsspektrum des Damwildes. Vor allem die Früchte der Kastanie werden mit Vorliebe geäst. Die Gatteranlage verfügt über mehrere Kastanienbäume, deren magnesiumreiche Früchte dem Damwild im Herbst zur Verfügung stehen. Durch die Aufnahme anderer Äsungsbestandteile, wie z.B. Kräuter aus dem Waldbereich des Gatters, wird der Magnesiumbedarf des Damwildes zusätzlich gedeckt.

Bei den Spurenelementen Mangan und Molybdän wurde eine 99%ige Korrelation zur Nahrungspräferenz festgestellt. Der Mangangehalt wirkte fraßhemmend, der Molybdängehalt fraßfördernd.

Der Mangangehalt eines Standortes ist neben seiner geologischen Herkunft, noch stark vom pH-Wert und der Durchlüftung des Bodens abhängig. Alkalische, gut durchlüftete Böden, enthalten wenig, saure enthalten reichliche Mengen an pflanzenverfügbarem Mangan (HENNIG 1972).

Der Mangangehalt der Pflanzen zeigt durch artspezifische und standörtliche Unterschiede erhebliche Schwankungen. Mit steigender Wassersättigung erhöht sich der Mangangehalt der Pflanzen. Getreide, Hülsenfrüchte, Kartoffel und Mais gelten als manganarm. Hefe und Raps weisen höhere Manganmengen auf. Gräser sind manganreicher als Leguminosen und Kräuter. Unabhängig davon gelten Wiesenrispe, Wiesenlieschgras und Wiesenschwingel als manganarm, Knautgras und Rotschwingel als manganreich. Mit zunehmendem physiologischem Alter nimmt der Mangananteil ab.

In Ernährungsversuchen konnte der essentielle Charakter des Mangans nachgewiesen werden. Seine spezifische Funktion wurde bislang nicht konkret ermittelt. Lediglich seine Rolle beim Aufbau des Knorpel- und Knochengewebes, bei der Aktivierung verschiedener Enzyme und der Funktion der Geschlechtsorgane ist gesichert. Die Hauptmenge des aus dem Verdauungskanal aufgesaugten Mangans wird im Dünndarm und Zwölffingerdarm absorbiert. Von hier verteilt es sich rasch über den gesamten Körper. Die Leber weist die höchste Mangankonzentration auf. Sie versorgt alle anderen Bedarfszentren. Im Blut dient Mangan als Transportmittel. Niere, Ske-

lett und das Haar speichern auch Mangan. Manganmangel wirkt sich negativ auf die Fortpflanzungsleistung und den Nerven- und Knochenaufbau aus. Bei Manganüberschuß nimmt der Hämoglobinspiegel und die Fettsäurebildung signifikant ab, und eine Veränderung der Pansenflora tritt ein. Da die Manganabsorption im Verdauungskanal aber begrenzt ist, sind die meisten Tiere in der Lage, einen erheblichen Überschuß zu ertragen. Vergiftungen sind demnach ausgesprochen selten, zumal Wiederkäuer einen hohen Bedarf haben. Mangan wird rasch absorbiert und wieder ausgeschieden. Der Gehalt der Gräser läßt eine ausreichende Versorgung des Damwildes mit diesem Nährstoff zu.

Mangan wirkt aber als Eisenantagonist. Zu hohe Gaben Mangan vermindern den Eisengehalt. In der Literatur lassen sich keine Angaben über den konkreten Eisenbedarf und die Eisenabsorptionsrate des Wiederkäuers finden. Es bleibt zu vermuten, daß die vorhandenen Mengen an Mangan eine ausreichende Eisenversorgung hemmen. Eine gesicherte Aussage bezüglich des Mangangehaltes ist hier, auch aufgrund fehlender Erkenntnisse über diesen Nährstoff, nicht zu treffen.

Ein weiteres für die Tierernährung wichtiges Spurenelement ist Molybdän. Muschelkalk-, Keuper- und Lößböden enthalten wenig, Diabase, Granite und Schieferverwitterungsböden viel pflanzenverfügbares Molybdän. Aus Böden mit hohem pH-Wert kann es besser, als aus solchen mit niedrigem pH-Wert aufgenommen werden.

Der Molybdängehalt der Pflanzen wird durch den pH-Wert des Bodens, das Ausgangsmaterial und das artspezifische Aneignungsvermögen bestimmt. Leguminosen sind molybdänreicher als Gräser und Kräuter. Junge Pflanzen speichern höhere Mengen dieses Spurenelementes als ältere. Auf molybdänarmen Standorten kommt es zu Mangelercheinungen in der Pflanze in Form von Verfärbungen, vermindertem Wachstum und gestörtem Samenansatz. Mangelkranke Pflanzen enthalten mehr Kohlenhydrate, Fette und Nichtprotein-Stickstoff. Ausreichend mit Molybdän versorgte Pflanzen verfügen über einen höheren Proteingehalt.

Molybdän wird von allen Tierarten rasch absorbiert und bleibt beim Wiederkäuer lange im Verdauungskanal. Es bildet ein Protein, das in der Milch und den meisten Körperorganen vorkommt. Desweiteren ist es für den Abbau der Nitrate im Pansen von Bedeutung. Die Bakterien benötigen hier eine Mindestmenge an Molybdän, um die Rohfaser abzubauen. Es ist ein essentieller Nahrungsfaktor, klinische Ausfallerscheinungen wurden bislang aber nicht beobachtet. Bedeutungsvoller ist ein Molybdänüberschuß.

Die Molybdänose ist eine Krankheit, die ausschließlich beim Wiederkäuer vorkommt und toxisch durch ein Überangebot an Molybdän wirkt. Die Symptome sind Durchfall, starke Anämie, Knochenbrüchigkeit und Gelenkschädigungen. Der Molybdänbedarf des Wiederkäuers liegt bei etwa 0,1 µg/g (HENNIG 1972).

Eine besondere Bedeutung fällt dem Molybdän als Antagonisten des Kupfers zu. Mit steigender Konzentration an Molybdän erhöht sich auch der Bedarf an Kupfer. Der Kupferbedarf der Wiederkäuer liegt bei 8 µg/g Futtertrockenmasse. Diese Menge ist bedarfsdeckend, aber keine Garantie für eine ausreichende Versorgung. Ob eine Unterversorgung des Damwildbestandes mit Kupfer vorliegt, kann nicht festgestellt werden. Der Molybdängehalt der Gräser überschreitet in den ersten vier Rängen einen normalen Gehalt. So übertrifft der Molybdängehalt des Rotschwingels (Rang 4) den von Hennig (1972) angegebenen Wert um das fünffache. Der Kupfergehalt der Gräser liegt hingegen unter den üblichen Werten. Die Kupferabsorption wird durch verschiedene Nahrungsbestandteile entscheidend beeinflusst. Neben Molybdän führen Kadmium, Zink und Schwefel zu Kupfermangel. Bei vorliegenden Ergebnissen erscheint es um so erstaunlicher, daß das Damwild die Gräser mit den höheren Molybdängehalten bevorzugt äst.

ANKE (1986) untersuchte die Versorgung des Damwildes mit Molybdän. Im Gegensatz zu Rot- und Rehwild speichert das Damwild eine verhältnismäßig große Menge dieses Spurenelementes. Die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), die bei SIEFKE UND MEHLITZ (1988) als vom Damwild bevorzugtes Äsungsgras angegeben wird, verfügt über einen sehr hohen Molybdängehalt.

GLEICH (1996) ermittelte eine statistisch zu 95 % gesicherte Beeinflussung der Annahme durch Molybdän. Der Gehalt an Molybdän wirkte fraßfördernd, obwohl die ermittelten Werte im Topinambur noch unter denen der Gräser liegen. Der Grund für die Vorliebe dieses Spurenelementes kann aber auch hier nicht eindeutig bestimmt werden. Gegebenenfalls liegt eine Unterversorgung mit Molybdän in den übrigen Nahrungskomponenten vor. Eine Überversorgung mit Kupfer in anderen Bestandteilen der Äsung wäre ebenso denkbar.

Damwild (*Cervus dama dama* L.) ernährt sich selektiv im Spektrum der Gräser. Durch die quantitativen Unterschiede der untersuchten Grasarten konnte ein diesbezüglicher Nachweis erbracht werden. Darüber hinaus konnten Ansätze zur Ermittlung von Ursachen der Nahrungspräferenzen erarbeitet werden.

Gefangenschaftsbedingtes Freßverhalten des Damwildes

Das Wissen über Besonderheiten einer Gatterhaltung und deren Auswirkungen auf die Tierernährung ist in die Interpretation der Ergebnisse eingeflossen.

Der Energiebedarf des Wildwiederkäuers liegt generell höher als bei domestizierten Ruminantiern. Inwieweit sich das Freßverhalten zwischen gefangenem und in freier Wildbahn lebendem Damwild unterscheidet, untersuchte BAMBERG 1985.

BAMBERG betrachtete die Menge verschiedener Depotfettanlagen als einen geeigneten Indikator zur

Konditionsbewertung von herbivorem Großwild. Er fand heraus, daß das über Jahre im Gatter gehaltene Damwild auch unter optimalen Futterbedingungen die Depotfettanlage als Überlebensstrategie beibehält.

Zwischen gefangenem und freiem Damwild wurde überdies eine differenzierte Art der Nahrungsaufnahme beobachtet. Bei Freilandpopulationen findet überwiegend ein Herumziehen zwischen den Äsungsvorgängen statt. Gegattertes Damwild hingegen zeigt eine geringeres Sicherungsverhalten und neigt bei ausreichendem Nahrungsangebot hauptsächlich zu quantitativem Fressen.

Erkenntnisse über ein grundsätzlich andersartiges Nahrungsspektrum des Damwildes in Gefangenschaft liegen nicht vor. Durch die räumliche Enge und störende anthropogene Einflüsse könnte es bei unter Streß leidenden Individuen zu einer Übersprung-handlung kommen, die zu vermehrtem Äsen von Knospen und Rinde führt.

Eine Beeinflussung der Nahrungspräferenz bei gegattertem Wild, wäre bei einer durch die Haltung bedingten Unterversorgung mit einem Nährstoff denkbar. ANKE (1986) ermittelte eine bessere Molybdänversorgung bei freilebendem Damwild. Verantwortlich dafür sei eine größere Auswahlmöglichkeit an Äsung außerhalb des Gatters. Inwieweit und ob die in dieser Arbeit untersuchten Präferenzen von dem eventuell vorliegendem Mangel eines Inhaltsstoffes beeinflusst sind, kann nicht gesagt werden. Sollte eine Unterversorgung vorliegen, so ist anzunehmen daß die Äsung mit bevorzugten Inhaltsstoffen nur in der Höhe der aufgenommenen Masse variiert. Eine vollständige Änderung der Präferenz ist unwahrscheinlich und nur bei einer absoluten Mangelernährung gegeben.

Literatur

- ANKE, M. et al (1986): Versorgung der Wildwiederkäuer mit Molybdän. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung Band 14. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1. Auflage.
- BAMBERG, F.-B. (1985): Untersuchungen von gefangenschaftsbedingten Verhaltensveränderungen beim Damwild. Beiträge zur Wildbiologie, Heft 15, Verlag Günter Hartmann.
- BECK, H.F.; SPIES, TH.; PRAZNIK, W., (1992): Sortenunterschiede und Sortenklassifizierung von Topinambur aus biochemischer Sicht. Institut für Chemie der Uni. für Bodenkultur, Arbeitsgruppe Lebensmittel, Umwelt- und Naturstoffchemie, Wien.
- BRYANT, J.P.; WIELAND, G.D.; REICHARDT, P.B.; LEWIS, V.E.; MCCARTHY, M.C., (1983): Pinosylvin methyl ether deters snowshoe hare feeding on green alder. Science 222, 1023-1025.

- BUBENIK, A. (1959): Grundlagen der Wildernährung
Deutscher Bauernverlag, 1. Auflage.
- CLAUSEN, T.P.; REICHARDT, P.B.; BRYANT, J.P. (1986):
Pinosylvin and Pinosylvin methyl ether as feeding deterrents in green alder. *Journal of Chemical Ecology*, Vol. 12, 2117-2131.
- DITTRICH, G.; STEDE, T.; MEHLITZ, S. (1988): Untersuchungen zur Äsung und zum Wildschaden durch Damwild mit unterschiedlichen Wilddichten. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 15, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1. Auflage.
- GLEICH, E. (1996): Untersuchungen zur Annahme unterschiedlicher Topinambursorten durch die Wildart Damwild in einem Gatterversuch. Diplomarbeit, Dresden.
- GORETZKI, J. (1991): Zur selektiven Beäsung verschiedener Grasarten durch Damwild. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 17. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 1. Auflage.
- GRIESBECK, A., (1949): Die Topinambur, ihre Kultur und Verwertbarkeit. *Flugschriften der Deutschen Landwirtschaftsgesellschaft*. Bd. 10.
- HARBORNE, J.B. (1995): *Ökologische Biochemie*. Spektrum Akademischer Verlag.
- HENNIG, A. (1972): *Mineralstoffe, Vitamine, Ergotropika*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 1. Auflage.
- KÄTZEL, R.; HERTEL, H; LÖFFLER, S., (1997): Genetische Variabilität der Prädisposition der Fichte [*Picea abies* Karst.(L.)] für den Befall durch biotische Schaderreger am Beispiel einer Klonerhaltungsplantage. *Mitteilungen der Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft*.
- KOLB, E.; GÜRTLER, H. (1971): *Ernährungsphysiologie der landwirtschaftlichen Nutztiere*. VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 1. Auflage.
- MEHLITZ, S.; SIEFKE, A. (1975): Untersuchungen zur Ernährung des Damwildes. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 9. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1. Auflage.
- MISSBACH, K.; SACKMANN, H.-J. (1984): Die Annahme der Winteräsungspflanzen durch Rot-, Dam- und Muffelwild. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 13. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1. Auflage.
- MISSBACH, K., (1993): *Ernährung und Fütterung der jagdbaren Wildarten*, DLV- Berlin, 1. Auflage.
- PRIEN, S.; WIEPRICH, F. (1988): Ernährung des Damwildes in einem relativ armen Biotop unter besonderer Berücksichtigung der Jahreszeit. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 15. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1. Auflage.
- PÜSCHNER, A.; SIMON, O. (1988)
Grundlagen der Tierernährung
VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 4. Auflage
- REESE, J.,(1979): Interactions of allelochemicals with nutrients in herbivore food. In: Rosenthal,G.A.; Janzen,D.H.: *Herbivores - Their interaction with secondary plant metabolites*. New York, London: Academic Press, 309-330.
- STRASBURGER, E. (1991): *Lehrbuch der Botanik*. Gustav Fischer Verlag, 33. Auflage.
- SUNNERHEIM-SJÖBERG, K.; HÄMÄLÄINEN, M., (1992): Multivariate study of moose browsing in relation of phenol pattern in pine needles. *Journal of Chemical Ecology* ,Vol. 18, No. 4.
- UECKERMANN, E.; HANSEN, P. (1983): *Das Damwild* Verlag Paul Parey, 2. Auflage.
- WANDEL, G., (1950): Züchtung, Anbau und Verwertung von Topinambur. *Mitteilungen der DLG*, 3/8, 282-289.

Der Lebendfang von Wildtieren

Bei der Markierung zu Forschungszwecken, zur Einbürgerung und Umsetzung von Wildtieren, zur Reduktion in den Wildbeständen, zur Erfassung von Streifgebieten, zu populationsdynamischen Untersuchungen und zu weiteren speziellen Aufgabenstellungen müssen Tiere gefangen werden. In Projekten die mit geringen zu bearbeitenden Stückzahlen zu bewältigen sind, werden, insbesondere aus ökonomischer Sicht, Narkosegewehre, Blasrohre etc. zur Anwendung kommen. Besteht dagegen die Aufgabe größere Stückzahlen in begrenzter Projektzeit zu fangen macht es sich erforderlich stationäre Fanganlagen zu errichten. Zu diesem Zweck wurde der Prototyp einer Fanganlage für Wildtiere entworfen und im Gatterinnenbereich erbaut. Alle Bauelemente des Fanges können bei den jährlichen Durchmusterungen des Gatterwildbestandes auf ihre Tauglichkeit getestet und gegebenenfalls verbessert werden.

Liegen nicht ausreichend eigene Erfahrungen im Wildfang vor, so muß dieses Defizit durch ein umfangreiches Studium der Fachliteratur ausgeglichen werden. Ein sehr praktikables und umfangreich recherchiertes Werk diesbezüglich ist das Buch „Lebendfang von Wildtieren“ der Autoren STUBBE, AHRENS UND GORETZKI (1995). Die Autoren verfügen über langjährige eigene Fangerfahrungen und haben ergän-

zend einen sehr großen Anteil nationaler und internationaler Erkenntnisse aus der Literatur in ihre Arbeit einfließen lassen. Jede Wildart unterscheidet sich im Verhalten vor und während des Fanges und so müssen erfolversprechende Fanganlagen diesen speziellen Wildbedürfnissen angepasst sein.

Am Beispiel der Fanganlage im Forschungsgatter Rädikow soll die Vorgehensweise, die Bauausführung und einige spezielle Besonderheiten beschrieben werden. Da der Lebendfang von Wildtieren ein ausgesprochen komplexes Thema darstellt ist es leider nicht möglich die Ausführungen bis ins letzte Detail hinein zu dokumentieren.

Fangzeit

Es ist sehr schwierig das zu meist in der Deckung der Einstände lebende Wild durch Treiben oder ähnliche Zwangsmaßnahmen aus der freien Wildbahn in die Fangrichtungen zu bewegen. Aus diesem Grund werden die Zeiten im Jahresverlauf ausgenutzt, in denen Nahrungsengpässe herrschen. Durch die zumeist im Spätherbst, Winter und Vorfrühling eingetretene Äsungsverknappung ist es möglich die ansonsten sehr scheuen Tiere über Lockfutter in die Wildfanganlagen zu bewegen. Hohe Schneelagen und früh einsetzende, lang anhaltende Winterwitterung steigen die Erfolgsaussichten.

Da die Setzzeit des Muffelwildes i.d.R. im März beginnt sollte diese Wildart ab Februar nicht mehr gefangen werden. Fänge sind immer mit Streßzuständen verbunden und es sind Komplikationen diesbezüglich im letzten Drittel der Trächtigkeit nicht immer auszuschließen. Für Rot- und Damwild sollte aus diesem Grund die Fangsaison gegen Ende März abgeschlossen werden. Die Gefahr die von den geweihtragenden Hirschen in der Fangzeit ausgeht muß durch technische Vorrichtungen weitgehend minimiert werden.

Rotwild wird eher in den Nachtstunden an und in die Fanganlagen hineinwechseln. Beim tagaktiven Dam- und Muffelwild kann auch am Tag mit einem Fangenerfolg gerechnet werden.

Tierverhalten

Die Kenntnis des Verhaltens der zu fangenden Wildtiere ist eine der Voraussetzungen die den Erfolg grundlegend beeinflusst. Das betrifft insbesondere das Äsungs-, Schutz- und Fluchtverhalten vor und während des Fangens.

Das Wild muß die Scheu vor der Fanganlage verlieren. Dabei ist Rotwild als ausgesprochen sensibel die Sinnesleistungen betreffend einzuschätzen. Aber auch das Sicherheitsbedürfnis von Muffel- und Damwild ist sehr ausgeprägt. Letztgenannte Wildarten haben einen ausgeprägten Gesichtssinn. Beim Damwild ist der Geruchssinn nicht so stark ausgeprägt

wie bei Rot- und Muffelwild. Die genannten Wildarten leben in Rudeln. Dabei zeichnet sich das Muffelwild durch eine ausgesprochene Geselligkeit aus. Diese Wildart ist leichter zu fangen als Rot- und Damwild.

Der Geschmackssinn aller Wildarten ist nicht ausreichend erforscht. Aus den Erfahrungen diesbezüglich wird von Rot-, Muffel- und Damwild gleichermaßen das Korn der Getreidearten Mais, Weizen und Hafer angenommen. Darüber hinaus sind Kastanien und Eicheln, Äpfel und Hackfrüchte gut geeignet das Wild in die Fanganlagen zu locken. Da der Wassergehalt von Äpfeln und Hackfrüchten sehr hoch ist, besteht bei länger anhaltenden Frostperioden die Gefahr das diese Äsung auf Grund der harten Konsistenz nicht mehr so gut vom Wild aufgenommen werden kann.

Insbesondere gefangene Hirsche aber auch Widder sind sehr gefährlich. Durch Forkeln und Stoßen kann es zu erheblichen Verletzungen kommen. Wird in den Fanganlagen mit Immobilisationspräparaten gearbeitet, sollten die Hirsche nur als Einzeltiere separiert behandelt werden. Ein in seiner Reaktionsbereitschaft stark eingeschränktes Tier wird der Willkür der angreifenden männlichen Vertreter im Fang hilflos ausgeliefert sein. Dunkelheit und Sichtschutz führen zur Beruhigung der Tiere.

Fangstandort

Die richtige Auswahl des Fangstandortes hat einen sehr großen Anteil am Fangerfolg. Einstandsferne Biotopbereiche die durch die zu fangende Wildart stark frequentiert werden eignen sich sehr gut als Fangareal. Das trifft oft bei Wildäckern, Waldwiesen und Blößen zu. Darüber hinaus sind Bestände im Baumholzalter gut als Standort geeignet. Fänge in Einständen oder in unmittelbarer Nähe derer sind auf Grund der im Zusammenhang mit dem Fang stehenden Aktivitäten wie Fütterung und Kontrolle nicht geeignet. Es besteht die Gefahr des Vergrämens. Wichtig ist, dass die Fanganlage so gebaut wird, das man zur Betreuung gut unter der Hauptwindrichtung anwechseln kann. Waldbereiche in denen unstete Windbedingungen herrschen sind nicht geeignet. Das trifft insbesondere bei Fängen zu die manuell ausgelöst werden sollen. Darüber hinaus sind Gebiete mit permanenter Frequentation durch Waldbesucher, Kraftfahrzeugverkehr und ähnlichen Beunruhigungen als Fangstandort auszuschließen. Zuwege sind nach Möglichkeit in großem Umkreis zu sperren. Die Jagdausübung sollte der Aufgabenstellung entsprechend in unmittelbarer Fangnähe eingeschränkt werden.

Aufbau eines Wildfanges

Unter Beachtung aller wichtigen Erkenntnisse bezüglich des Wildfanges ist der Erfolg grundlegend von der Bauausführung der Fanganlage abhängig. Die nachfolgenden Ausführungen sind ein Beispiel für die

Ausführung und müssen der Wildart und dem Biotop entsprechend modifiziert werden.

Ein Fanganlage unterteilt sich in drei Hauptbereiche

- dem Einfangbereich,
- der Separationssektion und
- dem Manipulationsabteil.

Die Einfangsektion ist der größte Bereich der Fanganlage. Er kann rechteckig, oval, rhombisch oder rund sein.

Alle Formen deren Zaunverlauf spitze Winkel aufweisen sind ungeeignet, da die gefangenen Wildtiere beim Einflüchten in diese einer hohen Verletzungsgefahr ausgesetzt sind. Ein Ausweichen aus den begrenzenden Zaunelementen und vor angreifenden Gewehrträgern ist stark eingeschränkt.

In den Forschungsprojekten der Vergangenheit haben sich ovale und runde Grundrißformen bei mittleren und großen Anlagen bewährt (STUBBE et al. 1995).

Die Größe der Grundfläche dieser Sektion beeinflusst in erheblichem Maß die Dauer der Gewöhnungsphase der Wildtiere. Es ist schwierig, insbesondere

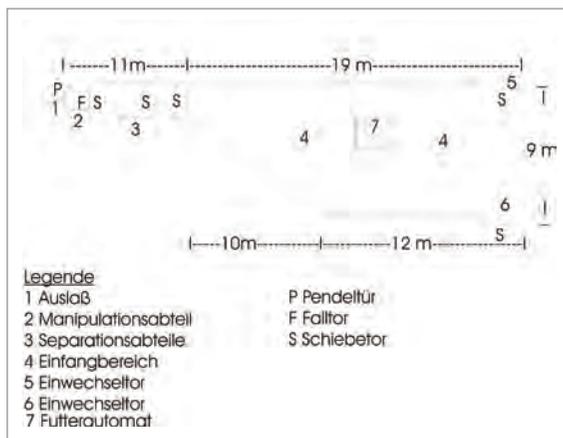


Abb. 1: Skizze eines Wildfanges mittlerer Größe für Rot-, Dam- und Muffelwild

Rotwild unter den gemäßigten klimatischen Verhältnissen in Niederungsgebieten zum Einwechsellern in kleine Einfangsektionen zu bewegen. Unter den Bedingungen der Bergregionen ist es auf Grund der teilweise extremen Äsungsverknappung möglich, mit kleinflächigeren Fanganlagen zu arbeiten. Nach STUBBE et al.(1995) sind Großfänge für Rotwild ab 1 ha Grundfläche sinnvoll. Für Muffel- und Damwild sind Grundflächen von 250 m² beginnend ausreichend. Es gilt aber auch hier: Je größer der Einfangbereich um so besser das Fangergebnis. Ein großer Einfangbereich zieht in jedem Fall höhere Baukosten nach sich.

Der Außenzaun kann aus stabilen Maschendraht, Knotengittergeflecht mit ausreichend Querdrähten, Halbholzpalisaden oder Schalbrettern gefertigt sein. Eine Kombination aus mehreren der angeführten

Zaunkomponenten ist ebenfalls praktikabel. Aus eigener Erfahrung sollte die Zaundrahtstärke von mindestens 3,5 mm nicht unterschritten werden, da es bei schwächerem Material in der Vergangenheit vorkam das Wild durch den Zaun sprang, sich dabei verletzte und den Zaun destabilisierte. Um die Anspringhäufigkeit gegen den Zaun zu minimieren können Halbholzer, Schalbretter u.ä. in Sicht- bzw. Sprunghöhe angebracht werden. Die sprunghöchstste Wildart ist das Muffelwild. Unter den Bedingungen der Fangerregung sind Sprunghöhen von bis zu 3,50 m bei Muffeln keine Seltenheit. Rotwild sollte nach STUBBE et al. (1995) in mindestens 3,00 m hohen Fanganlagen gefangen werden. Das Damwild springt sehr kraftvoll aber nicht so hoch, eine Zaunhöhe von 2,20 m darf bei dieser Wildart nicht unterschritten werden.

Das Einwechsellern der Wildtiere erfolgt über mindestens ein, besser jedoch über zwei gegenüberliegende Fangtore. Diese können als Schwenk-, Fall- oder Schiebetore konzipiert sein. Falltore schließen am schnellsten, haben aber bei einer automatischen Torauslösung den Nachteil das sich Tiere, die beim Auslösen unter dem Tor stehen, verletzen können. Aus dieser Erfahrung sind wir zu Schiebetüren mit Gegengewichten übergegangen. Die Führung dieser Tore erfolgt in C-Eisenprofilen über Wälzlager (Abb. 2).

Die Auslösung der Fangtore kann manuell oder über die verschiedensten Fallenauslösemechanismen durch Stolpersehen, Trittbretter oder bei technisch sehr versierten Fängern auch über Lichtschranken automatisch ausgelöst werden. Ein Vorteil der manuellen Auslösung ist, das man ganz bestimmte Einzeltiere oder Tiergruppen fangen kann. Diese Art der Auslösung bringt aber auch den Nachteil das Wild unter Wind an den Fang heranzieht oder den Anwechselweg des Fängers kreuzt und so für längere Zeit vergrämt wird. Außerdem beansprucht diese Methode mitunter ausgesprochen viel Ansitzzeit. Bei der automatischen Auslösung wird jeweils das Wild gefangen das sich zum Zeitpunkt der Auslösung im Fang befindet. In Gebieten in denen Schwarzwild vorkommt sollte das Lockfutter in Äserhöhe der Kälber bzw. Lämmer angeboten werden. Die Stolper-



Abb. 2: Schiebefangtor in einem C-Eisenprofil auf Wälzlager geföhrt, am Damwildfang im Forschungsgatter Rädikow

sehen und ähnliche Auslöser können entsprechend der Wildart höher angebracht werden. Ganz auszuschließen ist eine Fangauslösung von Wildarten deren Fang man nicht beabsichtigt jedoch nicht.

Der Einfangbereich verengt sich in Richtung Separationssektion trichterförmig. Diese Sektion ist mit mindestens zwei, bei größeren Fanganlagen besser drei oder vier Abteilen auszustatten. Eine Abschiebung einzelner Tiere oder Tiergruppen ist somit möglich. Es erfolgt hier die Separation der wehrhaften Hirsche und Widder. Somit kann auch das Kahlwild durch ein Abschiebern vor den gefährlichen Angriffen der männlichen Vertreter der jeweiligen Wildart geschützt werden. Die Verletzungsgefahr der Tiere untereinander und der Fangstreß allgemein wird in einer derartigen Sektion stark herabgesetzt. Da es eine sichtgeschützte Vorrichtung ist, eignet sie sich zum ruhigen Hältern der Tiere um die Zeit bis zum Transport, zur Behandlung oder ähnliche Manipulationen streßarm zu überbrücken.

Für den Bau einer derartigen Sektion sind Halbhölzer aus Stangenmaterial mit mindestens 8 cm Stammdurchmesser am schmalsten Ende sehr gut geeignet. Die Höhe sollte der des Einfangbereiches entsprechen (Abb. 3).

Um die Tiere in diesen Bereich zu treiben darf sich der Fänger nicht unmittelbar neben dem Eingangsbereich zur Auslösung des ersten Schiebetors befinden. Das Wild schreckt, auch wenn man sich gedeckt stellt, in den meisten Fällen zurück und wechselt in den seltensten Fällen ein. Aus diesem Grund wurde am ersten Tor wie bereits bei den Eingangstoren ein Gegengewicht über ein Seil und eine Umlenkrolle geführt. Somit ist man mit Hilfe eines Seiles und eines einfachen mechanischen Auslösemechanismus in der Lage von außen hinter die Tiere zu gelangen.

Die Position in der man sich nun zum Tor und zu den Tieren befindet ermöglicht einen optimalen Zeitpunkt der Torauslösung und einen vorteilhaften Standort zum Treiben.

Für Untersuchungen der Tiere, das Anbringen von Markierungsmitteln, Besonderungen oder eine Transportverladung werden die Tiere aus dem Separationsbereich in das Manipulationsabteil getrieben. Dieses Abteil ist in seiner Größe so konzipiert das ein männliches ausgewachsenes Stück sich nicht wen-



Abb. 4: Abgeschiebte separierte Damtiere mit unterschiedlichen Markierungsmitteln (Ohrmarken und Halsbänder)

den kann. Mit Hilfe eines beweglichen Schiebers in dieser letzten Fangkammer ist man über Seiteneingriffe in der Lage von außen einen wehrhaften Hirsch zu fixieren und ihn entsprechend der Aufgabenstellung zu behandeln.

Als Baumaterial sind Halbhölzer und Bretter (20-25 mm) sehr gut geeignet. Für die schiebbaren Seiteneingriffe sollte stärkeres Material (ca. 35-40 mm) gewählt werden. Um den Streß in Grenzen zu halten muß in diesem Abteil sehr zügig gearbeitet werden. Aus diesem Grund erfolgt hier der Einbau leichter schnell schließender Falltüre, die vertikal wie die Schiebetore in C-Profileisen über Wälzlager geführt werden.

Eine derartige Abteilung für Damwild ist in der Abb. 5 dargestellt.

Für alle Baubestandteile einer Fanganlage gilt, das spitze und scharfe Materialteile und Materialien nicht in den Raum hinein ragen in dem sich das Wild bewegt. Nägel, Schrauben etc. sind nach Möglichkeit von innen nach außen einzutreiben oder zu versenken. Scharfe Kanten werden gebrochen und abgerundet.



Abb. 3: Separationssektion mit drei Abteilen und geöffneten Schiebetoren



Abb. 5: Außenansicht eines Manipulationsabteils mit drei verschiebbaren Seiteneingriffen und leicht und schnell zu bedienender Falltür zur sicheren und streßarmen Arbeit am Wild

Zusammenfassung

Bei allen Fängen hängt der Erfolg, der Fangverlauf und die Verlust- und Verletzungsstatistik von der fachlichen Qualifikation der Personen ab die mit dieser Aufgabe betraut werden. Das betrifft den Fangbau ebenso wie den Umgang mit gefangenen Wildtieren. Beim Wildfang gibt es viele Situationen die nicht vorhersehbar sind. In diesen muß der Fänger sehr schnell aber besonnen und auf keinen Fall leichtsinnig Entscheidungen treffen, die Gefahren abwenden und die Gesundheit von Mensch und Tier bewahren. Fangerfahrung erhält man nur durch Fangpraxis. Jedes gefangene und mit Erfolg manipulierte Stück bringt neue Erkenntnisse und auch der Misserfolg ist sehr lehrreich.

Literatur

STUBBE, CH.; AHRENS, M.; STUBBE, M.; GORETZKI, J. (1995): Lebendfang von Wildtieren. Fangtechniken-Methoden-Erfahrungen. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 1. Auflage.

Testung des akustischen Wildabwehrsystems „Batty“ an Damwild (*Cervus dama dama* L.) in einem Gatterversuch

In der vorliegenden Untersuchung wurden zwei Geräte „Batty“ (Abb. 1) der Firma Elektronische Schutzsysteme ESS oHG auf Ihre Wirksamkeit zur Wildabwehr getestet.

Leider ist der von den Herstellern beschriebene Erfolg der Geräte nicht hinreichend wissenschaftlich dokumentiert worden. Obwohl das Gerät bereits in der Praxis angewandt wird, sind noch Fragen offen, deren Abklärung einer genaueren wissenschaftlichen Untersuchung bedürfen. Aus diesem Grund wurde durch die Landesforstverwaltung Brandenburgs die Testung der Wirksamkeit der Geräte mittels wissenschaftlicher Methoden als Auftrag an die Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft der damaligen Landesforstanstalt Eberswalde gegeben. Im Wildforschungsgatter sollte unter kontrollierbaren Bedingungen an der Hirschart Damwild (*Cervus dama dama* L.) die Wirkung der Geräte überprüft werden. Die Anwendung moderner GPS-Sendertechnik am Tier ermöglichen dabei eine präzise und wissenschaftlich fundierte Abklärung der noch offenen Fragestellungen.

Die Hersteller geben vor in Untersuchungen zunächst Ultraschallfrequenzen und Frequenzfolgen analysiert und selektiert, die für Wildtiere unangenehm oder bedrohlich empfunden werden. Nach Aussagen der Hersteller konnte ermittelt werden, dass das Hörvermögen von Reh- bzw. Rotwild weit in den Ultraschallbereich hinein reicht.

Ein Prozessor mit Software wird über Sensoren mit



Abb. 1: Der Untersuchungsgegenstand, „Batty“ ein Gerät zur Wildabwehr unter Einsatz von Ultraschalltönen

Grunddaten der Umwelt wie Dämmerung, Geräusche u.ä. versorgt. Auf der Grundlage der Voruntersuchungen und der Berechnungen des im Gerät integrierten Computers werden, in variablen Sequenzen Ultraschalltöne in unregelmäßigen Abständen ausgestrahlt. Das Gerät wird von Blei-Gel-Akkus mit der notwendigen Energie versorgt. Durch das zusätzliche Kombinieren mit einem Solarmodul kann die Zeitdauer der Energieversorgung verlängert werden. Für das menschliche Ohr sind die abgestrahlten Töne nicht vernehmbar und unbedenklich.

Versuchsdurchführung

Sendertechnik

Die Dokumentation der Wirksamkeit und die Ermittlung von Details wie z.B. die Ausformung und Größe der geschützten Fläche unter den unterschiedlichsten Biotopbedingungen wurde mittels GPS-Sendertechnik der Firma Vectronic-Aerospace untersucht. Dabei kamen Halsbänder der GPS-Pro-Serie zur Anwendung. Um möglichst genaue Standortkoordinaten zu erhalten wurde die Taktung durchgängig, d.h. je 5 min eine Ortung, eingestellt. Ein Akku sichert die Stromversorgung des Senders für etwa 40 Tage. Die Genauigkeit der Ortungskoordinaten liegt zwischen 2 und 5 m und die Geräte wurden auf 0,5 m genau eingemessen. Die Abweichungen sind für den Stand der gegenwärtigen GPS-Technik, die für die Feldforschung angeboten wird, sehr präzise. Diese Genauigkeit wird, nach Angaben der Senderhersteller und von Mitarbeitern die speziell im GIS-Bereich arbeiten, nur noch von der Präzision im militärischen Sektor übertroffen. Es wurde je ein männliches und weibliches Versuchstier aus dem Tierbestand des Forschungsgatters mit einem GPS-Sender versehen (Abb. 2 u. 3)

Versuchsgegenstand „Batty“

Die zu untersuchenden Geräte werden in einem Wahlversuch getestet. Die Auswahl des Streifgebietes unter Einwirkung des akustischen Abwehrsystems



Abb. 2: Das Alttier mit einem GPS-Sender versehen im leicht sedierten Zustand nach der Betäubung



Abb. 3: Der besonderer Damhirsch sichernd auf einer Äsungsfläche im Forschungsgatter

tems an zwei Stellen des Gesamtgatters soll den Nachweis eines Abwehreffektes erbringen. Unbeeinflusste Vergleichsflächen im Gatter sind vorhanden. Bei Einstellung eines Abwehreffektes sind über diesen hinaus folgende Fragestellungen praxisrelevant:

- Wie groß ist die Wirkfläche?
- Welche geometrische Ausformung hat die Wirkfläche?
- Welchen Einfluss haben Bäume und das Landschaftsrelief auf die Wirkfläche?
- Tritt eine Gewöhnung der Tiere an die Töne auf und wenn ja, nach welchem Zeitraum ist diese zu verzeichnen?
- Ist ein zaunähnlicher Schutzeffekt erreichbar?

Zur Bearbeitung der Versuche wurden an zwei Stellen im Gatterinnenraum mit unterschiedlicher Waldbestockung und in Kombination mit einer Freifläche die Testgeräte angebracht. Dabei wurden gleichzeitig zwei Formen der Energiebereitstellung, Bleigel-Akku und die Kombination Bleigel-Akku mit Solarpanel getestet.

Ein Gerät wurde im Altholzbestand angebracht. Diese Variante ergibt sich in der Praxis beim Schutz von Naturverjüngungen, Voranbau und Unterbau.

Die Anbringung eines Gerätes im Bereich eines Waldsaumes der an eine Freifläche angrenzt, soll die Bedingungen von aufgeforsteten Freiflächen und eventuell kurzzeitig zu schützende Äsungsflächen in der Auflaufphase simulieren (Abb. 4).

Die Kombination mit einem Waldsaum ermöglicht gleichzeitig noch eventuelle Abschirmung und Reflexion zu untersuchen. Ebene Landschaftsstrukturen, als auch durch die Eiszeit geformte Hügelprofile wurde ebenfalls in die Versuchsflächen einbezogen.

Das Gesamtgatter umfasst einen Fläche von 12,5 ha. Entsprechend den Aussagen der Hersteller ist eine zu schützende Fläche von 2,5 ha je Gerät zu erwarten. Ein Radius von 80 m um das Gerät als Mittelpunkt soll durch die Geräte wirkungsvoll beeinflusst werden. Somit hatten die Tiere die Möglichkeit auf 7,5 ha verbleibende Fläche auszuweichen. Anlagen die zusätzliche Impulse zum Einwechseln der Tiere in die Wirkbereiche erzeugen, wie Fütterungen, Salzlecken o.ä., wurden nicht angelegt. Ebenso waren



Abb. 4: An einem Waldsaum aufgestelltes Versuchsgerät mit Solarpanel und Bleigel-Akku

keine Einstände in die Wirkbereiche einbezogen. Die Tiere sollten ohne Beeinflussung den Geräten nahe kommen und den akustischen Signalen ausweichen. Dieses Ausweichen in seinem gesamten Ausmaß ist mittels GPS-Besenderung von zufällig ausgewählten Versuchstieren nachweisbar. Durch die Darstellung der Streifgebiete werden stark frequentierte und gemiedene Bereiche gleichermaßen sichtbar gemacht. Bei 100 %igem, also zaunidentischem Abwehreffekt der Geräte müsste es an den beiden Gerätestandorten auf der Kartendarstellung einen unberührten weißen Bereich ergeben. Dieser Bereich würde dann auch die geometrische Ausformung der Wirkfläche aufzeichnen. Da die GPS-Aufzeichnungen im Sender in Zeit und Raum getätigt werden, ist es gleichzeitig möglich eine Gewöhnung und deren Eintrittzeit zu dokumentieren.

Die Energiebereitstellung der Batterien im Sender begrenzt die Aufzeichnungsdauer und somit die Dauer des Gesamtversuches. Die Sender wurden wie folgt angelegt und entfernt (Tabelle1):

Tab.: 1: Daten der Anbringung und Entfernung der Halsbandsender

Stück Damwild	Sender angelegt	Sender entfernt
Alttier HB 11 führend 10 J.	08.08.2007 / 13:00 Uhr	03.10.2007 / 18:00 Uhr
Hirsch Schwarzwilg 6 J.	08.08.2007 / 18:30 Uhr	03.10.2007 / 13:30 Uhr

Somit erstreckt sich der Untersuchungszeitraum auf die Zeit zwischen dem 08.08.2007 um 13:00 Uhr und dem 03.10.2007 um 18:00 Uhr.

Darüber hinaus wurden alle Sichtbeobachtungen im Bereich der Geräte aufgezeichnet.

Ergebnisse

Der Auftrag der vorliegenden Untersuchung war es, zu ermitteln, ob die besenderten Tiere in den Wirksektor der Abwehrgeräte einwechseln und welche Wirkung durch die akustischen Signale erzeugt wird. Der Beginn der Ergebnisaufzeichnungen wurde dabei auf den 10.08.2007 festgelegt. Auf Grund der Beeinflussung durch die Narkose in den 48 Stunden nach der Injektion begann die unbeeinflusste Versuchszeit am 10.08.07. Darüber hinaus wurden Sichtbeobachtungen, im Bereich der Geräte, von allen Gattertieren aufgezeichnet (Tabelle 2). Diese Beobachtungen wurden zufällig bei den Erledigungen des routinemäßigen Tagesgeschäftes gemacht. Bei Sichtbeobachtungen wurde im unmittelbaren Anschluss an die Beobachtung mittels Entfernungsmesser (Nikon Laser 400) die Distanz zum Gerät ermittelt. Die besenderten Stücke konnte nicht im Nahbereich der Geräte beobachtet werden.

Die Grafik in Abb.5 verdeutlicht das bereits in den ersten 20 Versuchstagen ein intensives Einwechseln der Versuchstiere in die beschallten Bereiche erfolgte.

Es ist eine eindeutige Nutzung der beschallten Flächen über längere Zeiträume von beiden Versuchstieren erkennbar.

Tab. 2: Sichtbeobachtungen innerhalb des Wirksektors der Geräte

Gerät*	Datum/Zeit	Wild	Sender	Distanz z. Gerät
2	15.08.07-10:35	1Hirsch alt	nein	34 m
2	28.08.07-12:05	1Tier, 1Kalb	nein	12 m
2	04.09.07-08:12	3 Tiere, 2 Kälber	nein	42-56 m
2	06.09.07-07:06	2 Tiere, 1 Kalb	nein	7-11 m
1	17.09.07-13:33	1 Tier	nein	19 m
2	22.09.07-14:19	1 Kalb	nein	15 m
2	27.09.07-18:00	2 Tiere	nein	26 m
1	01.10.07-15:38	3 Tiere 3 Kälber	nein	5-17 m

Die Grafik in Abb. 6 zeigt, dass sich das Verhalten der Tiere gegenüber den Ultraschalltönen aus den Geräten auch in der Endphase (12.09.-2.10.07) des Versuches nicht verändert hat.

Leider konnten weder die Hersteller noch die Betreuer der Testreihen im bayerischen Staatsforst Raistingen die Übermittlung oder den Einblick in Unterlagen der Entwicklung und Testung von Batty gewährleisten. Selbst auf mehrfache Nachfrage wurde lediglich auf die als Anzeige proklamierte Publikation in „Der bayerische Waldbesitzer“ (WALDMANN UND STELZER, 2005) verwiesen. Nachfragen im Forstamt Raistingen blieben unbeantwortet, obwohl bei allen Anzeigen dieses Forstamt als Referenz und Untersuchungsstandort angegeben wird. Eine Bitte an die Hersteller eine Verbindung nach Raistingen herzustellen blieb ohne Erfolg. Die Hersteller versicherten mehrfach eine starke Nachfrage der Geräte insbesondere aus den Kreisen der privaten Waldbesitzer. Im Ergebnis der vorliegenden und der in den folgenden Jahren an unterschiedlichen Forschungseinrichtungen erfolgten ähnlichen Untersuchungen konnte kein Effekt nachgewiesen werden. Die privaten Waldbesitzer denen die Geräte brauchbar erscheinen, sollten untersuchen ob nicht andere Ursachen den vermeintlichen

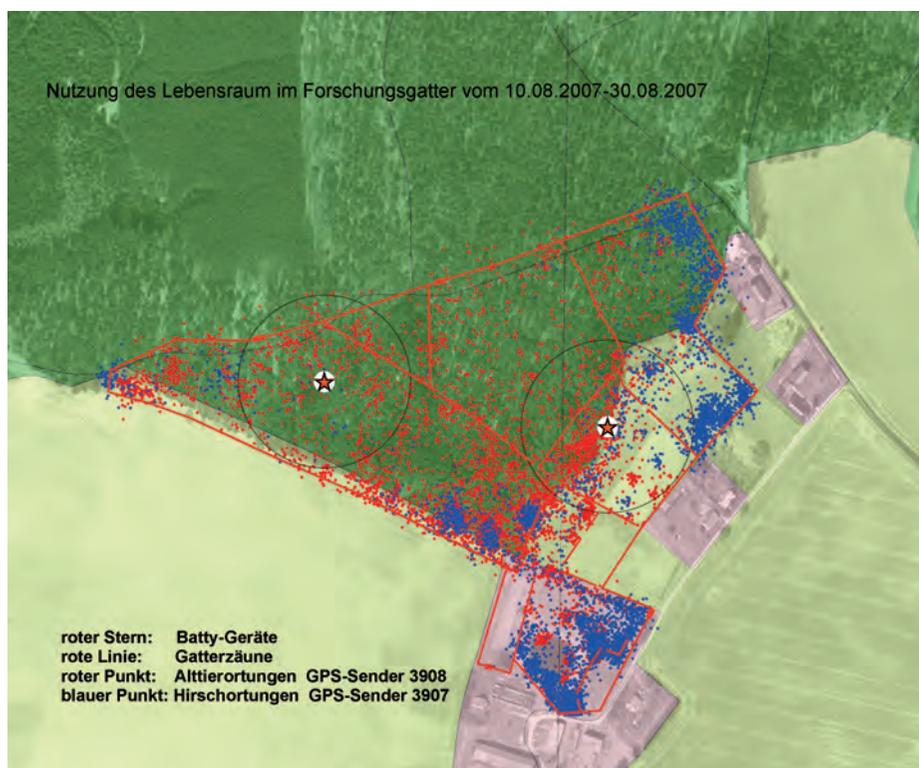


Abb. 5: Selbst in der sogenannten Gewöhnungsphase des ersten Untersuchungsabschnittes konnte keine Wirkung der Geräte beobachtet werden

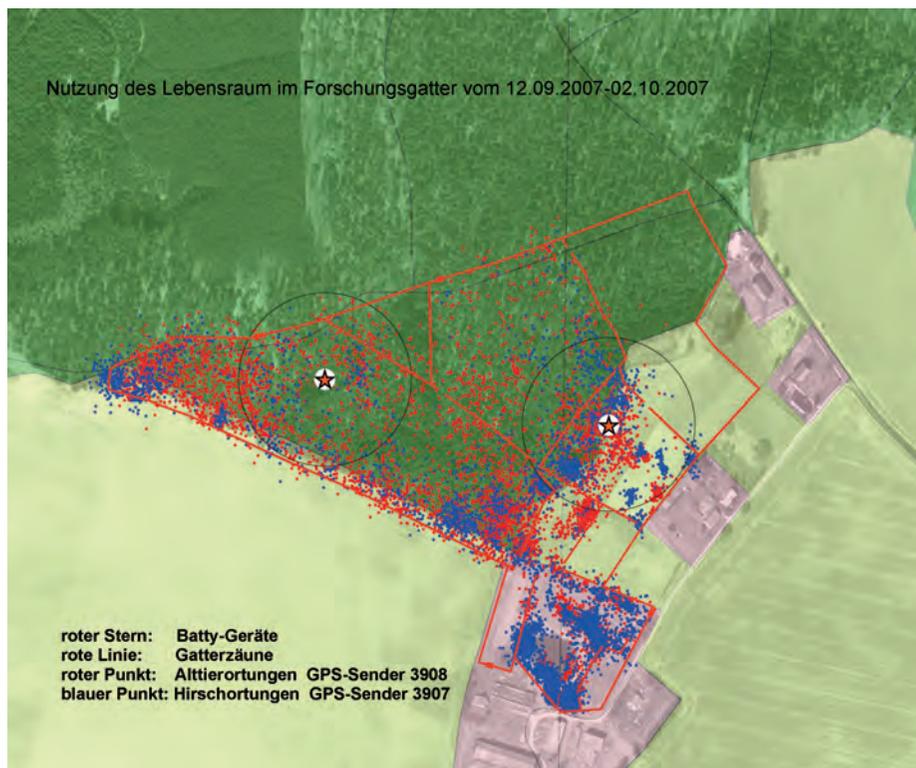


Abb. 6: Eine deutliche Benutzung der durch „Batty“ zu schützenden Flächen ist auch in den letzten 20 Versuchstagen gesichert erkennbar

Rückgang des Wildschadens bewirkten oder seriöse Untersuchungen zur Wildschadensdynamik in ihrem Waldbesitz durchführen.

Der nachfolgende Fragenkomplex bleibt weiterhin unbeantwortet obwohl die Beantwortung der aufgeworfenen Fragen sehr wichtig für weitere Entwicklung derartiger Wildabwehrsysteme wäre.

- Es wäre von großer Wichtigkeit gewesen zu erfahren wie die Filterung von Ultraschalltönen, die eine Abneigung erzeugen erfolgt ist.
- Welche Tierarten wurden zur Erarbeitung der Tonmodulation als Testindividuen herangezogen oder ist es das Ergebnis einer Literaturstudie?
- Welche Methode wurde zur Erfassung der Wildschäden angewandt?
- Wie sind die Vergleichsflächen definiert.
- Wenn langfristige Untersuchungsreihen erfolgt sind (Waldmann und Stelzer, 2005 u. 2008) warum kann das Ergebnis dieser nicht eingesehen und durch eine statistische Berechnung gesichert werden?
- Welchen Einfluss hat das Relief oder der Baumbestand auf die Größe des Wirkungsbereiches?
- Da im Ergebnis dieser Bemühungen, außer den genannten Quellen, keine weiteren Unterlagen vorliegen ist es schwierig mit dem vorhanden Material in eine wissenschaftliche Diskussion zu treten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in den vorliegenden Untersuchungen an der Hirschart Damwild (*Cervus dama dama L.*), in einem Gatterversuch das akustische Wildabwehrsystem „Batty“ auf seine Wirksamkeit getestet wurde.

Bei den hirschartigen Rot- und Rehwild wird ein Wir-

kungsgrad bis zu 90 % bezüglich der Abwehr von Wildschäden durch die Hersteller und Anwender angegeben (WALDMANN UND STELZER, 2008).

Damwild, die Testwildart im vorliegenden Versuch, ist ebenfalls eine Hirschart. Die Sinnesleistungen dieser Wildart sind ähnlich denen von Rot- und Rehwild. In keiner Quelle wird eine unterscheidende Besonderheit diesbezüglich vermerkt. In Brandenburg ist Damwild die zahlenmäßig am häufigsten auftretende Echthirschart.

Durch die Hersteller wird die Abwehr von Schwarzwild mit dem Gerät ausgeschlossen (WALDMANN UND STELZER, 2008).

Die Ergebnisse der Senderortungen dokumentieren an Hand von Grafiken, dass eine eindeutig sichtbarer und signifikant nachweisbare Wirkung der akustischen Abwehrgeräte nicht erfolgte.

In der Regel erzeugten Geräte, die in der Vergangenheit im hörbaren Schallbereich, zur Wildabwehr konzipiert wurden anfänglich einen sichtbaren Effekt. Daran anschließend folgte in vielen Fällen eine Gewöhnungsphase. Die Wirksamkeit der Geräte nahm ab. Derartige negative Ergebnisse waren durch die Hersteller der untersuchten Geräte beachtet worden und durch den Einsatz „technischer Intelligenz“ wurden die Ultraschalltöne im Zeitintervall und Ton variiert (WALDMANN UND STELZER, 2005 u. 2008).

Aus diesem Grund war die Betrachtung der Untersuchungszeiträume am Anfang der Untersuchungen sehr wichtig.

Bei der Auswertung musste noch vor Ende der ersten 10 Untersuchungstage die Feststellung getroffen werden, dass kein sichtbarer und zu sichernder Abwehreffekt ab dem 11.08.2007 erkennbar war. Bereits

in diesem Zeitraum konnten Annäherungen bis an die Geräte bei Verweilzeiten von über einer Stunde beobachtet werden. Die Grafiken der oben angeführten Zeiträume dokumentieren ebenfalls eine flächendeckende Nutzung der Wirksektoren.

Die Tiere haben sich über längere Zeiträume den Ultraschalltönen ausgesetzt, ohne einen Abwehrreflex erkennen zu lassen. Es stand den Tieren ausreichend ultraschallfreier Bereich zur Auswahl.

Das Damwild und andere Wildarten sehr empfindlich auf bestimmte Töne im Ultraschallbereich reagieren ist z.B. beim Druckablassen am Narkosegewehr erkennbar. Das Geräusch, das für das menschliche Ohr kaum vernehmbar, beim Ablassen des Abschussdruckes erzeugt wird, induziert bei jeder Wildart eine akute Fluchtreaktion, selbst bei größeren Distanzen zum Tier.

Schon auf Grund dieser Erkenntnis waren die Erwartungen bezüglich der Wirksamkeit der Geräte vor Beginn der Untersuchungen sehr hoch.

Die Geräte sind nicht für den Einsatz als Zaunersatz zu empfehlen. Da eine kurzfristige Abwehr der Tiere nicht möglich war ist der Einsatz auch für kurze Schutzzeiträume fragwürdig und nicht empfehlenswert. Die Tötung einer Fehlinvestition in erheblichem Umfang konnte verhindert werden.

Bestätigung der Methodik zur Erfassung derartiger Sachverhalte

Die Methode, mittels GPS-Sender an Versuchstieren, in einem kontrollierbaren Areal derartige Sachverhalte zu überprüfen ist mit Erfolg nachgewiesen worden und für ähnliche Untersuchungen zu empfehlen.

Mittels Ultraschalltönen eine Fluchtreaktion bei Wildtieren auszulösen um einen Verbiss- und Schäschutz an Pflanzen langfristig zu realisieren, ist ein Ansatz den es sich lohnt, trotz der Ergebnisse dieser Untersuchungen, weiter zu verfolgen.

Waldkulturen ohne Zaunschutz langfristig durch für den Menschen unschädliche Ultraschalltöne zu schützen wäre aus ökonomischer als auch landeskultureller Sicht erstrebenswert.

Die Erarbeitung von Grundlagen auf dem Gebiet der Wildabwehr mit Hilfe von Ultraschall sollte zunächst den Vorrang haben und in die Entwicklung derartiger Geräte einfließen.

Eine Methode zur Testung derartiger technischer Apparaturen konnte erarbeitet werden und ist im Rahmen der Erkenntnisgewinnung auf diesem Gebiet empfehlenswert.

Literatur

WALDMANN, G.; STELZER, N. (2005): Batty Computer gesteuertes Schutzsystem gegen Reh- und Rotwild. Werbeflyer.

WALDMANN, G.; STELZER, N. (2005): Mit Ultraschall gegen Reh- und Rotwild - Erfolgreiche Langzeitversuche gegen Wildverbiss im Staatsforst Raisting. Der bayerische Waldbesitzer 4, 18. Anzeige.

WALDMANN, G.; STELZER, N. (2008): Mit Ultraschall gegen Reh- und Rotwild - Erfolgreiche Langzeitversuche gegen Wildverbiss im Staatsforst Raisting Forst und Holz 63, 01.

Dieser kurze Auszug einiger Untersuchungen im Forschungsgatter des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde dokumentiert wie sinnvoll, ökonomisch vertretbar und wichtig derartige Einrichtungen sind. Es können, mit geringem Zeit- und Finanzaufwand wildrelevante Fragestellungen in vielen Bereichen abgeklärt und der wissenschaftlichen Arbeit im Felde zugänglich gemacht werden. Ebenso konnten ein Teil der Arbeiten als Entscheidungshilfe in die Arbeit der brandenburgischen Landesbehörden einfließen.

Lebensraumvernetzung durch Wildtierpassagen – Aktuelle Ergebnisse zur Erfolgskontrolle an Brandenburgs Grünbrücke über der A 11

KORNELIA DOBIÁŠ UND EGBERT GLEICH

1 Einleitung

Deutschland gehört zu den am dichtesten besiedelten Gebieten Europas. Die vielfältigen Nutzungsansprüche der hier lebenden Menschen an die Natur haben in der Vergangenheit dazu geführt, dass die Lebensräume der heimischen Wildtiere zunehmend entwertet und zahlreiche Arten in ihrem Bestand gefährdet sind (FREMUTH 2009).

Für Wildtiere vom Hirschkäfer bis zum Rothirsch gilt: Verkehrswege schränken die Bewegungsfreiheit, den Individuenaustausch zwischen räumlich voneinander separierten Lebensrauminselfen sowie die Wander- und Ausbreitungsmöglichkeiten stark ein.

Die Vernetzung der noch bestehenden Biotope ist wichtig für die Sicherung der biologischen Vielfalt in Deutschland (DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND E.V. 2008). In ihrer Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt strebt die Bundesregierung vorrangig auch die Erhaltung großräumiger, unzerschnittener Waldgebiete an.

Das Land Brandenburg verfügt über eine naturräumlich günstige und im Vergleich mit anderen Bundesländern überdurchschnittliche Ausstattung an unzersiedelten Wildlebensräumen, insbesondere an komplexen Waldgebieten. Die wenig zerschnittene und oft dünn besiedelte Landschaft bietet zahlreichen Tieren ideale Lebensbedingungen.

Um die Durchlässigkeit der Landschaft in Brandenburg zu erhalten und große zusammenhängende Wanderungs- und Ausbreitungsräume für Wildtiere mit hohen Lebensraumansprüchen und ausgeprägtem Wanderverhalten langfristig zu sichern, wurden die Hauptverbindungsachsen des großräumigen Biotopverbundes in Brandenburg erfasst und vorrangige Bereiche der Biotopvernetzung an vorhandenen Bundesautobahnen abgeleitet (WÖIDKE 2009).

Die Bundesregierung hat 2009 im Rahmen des Konjunkturpaketes II umfangreiche Finanzmittel für die

Wiedervernetzung von zerschnittenen Lebensräumen an bestehenden Autobahnen zur Verfügung gestellt. Da der Zeitraum für die Mittelverwendung recht kurz bemessen ist (Baubeginn noch 2010) hat man sich in Brandenburg auf Wiedervernetzungsmaßnahmen für an Wald gebundene Arten, wie beispielsweise das Rotwild, aber auch auf wiederkehrende Arten, wie den Wolf, konzentriert und unter Einbeziehung aller bislang vorliegenden Erkenntnisse 5 Standorte für den Bau von Grünbrücken vorgeschlagen, die im bundesweiten bzw. im europäischen Maßstab eine herausragende Bedeutung besitzen.

Weil besseres Wissen dazu beitragen kann, sowohl die Notwendigkeit von Maßnahmen vorzeitiger zu erkennen, deren Wirksamkeit zu optimieren als auch die Kosten zu reduzieren, müssen die Maßnahmen zur aktiven Wiedervernetzung von Wildlebensräumen von Anfang an wissenschaftlich begleitet werden (GEMEINSAMES POSITIONSPAPIER VON BUND, DJV UND NABU 2008)

Ein positives Beispiel hierfür stellt die Grünbrücke über die A 11 dar. Die erste eigens für Wildtiere 2005 erbaute Querungshilfe im Bereich des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin hat eine Fundamentlänge von 78 m und eine Scheitelbreite von 52 m. Sie wird seit ihrer Fertigstellung wissenschaftlich betreut. Das Monitoring zur Überprüfung des Bauwerkes hinsichtlich seiner Funktionalität als Wildtierpassage wird von der Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde durchgeführt. Es soll klären, ob und wie Wildtiere das Bauwerk nutzen. Aus den Ergebnissen sollen allgemeine Schlussfolgerungen für Bau und Gestaltung von Grünbrücken bzw. die Durchführung von Erfolgskontrollen abgeleitet werden. Im Folgenden wird der erreichte Arbeitsstand nach 5-jährigem Monitoring beschrieben.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Grünbrücke über die Bundesautobahn A 11 (Berlin - Szczecin) liegt am Kilometer 57,15 im brandenburgischen Landkreis Uckermark auf dem Gebiet des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Sie ver-

bindet zwei Privatwaldgebiete der Fürst zu Oettingen-Spielberg'schen Forstverwaltung zwischen den Forstrevieren Neuhaus (westlich der Autobahn) und Görldorf (östlich der Autobahn) miteinander.

2.2 Abfahrten der Grünbrücke

Mit der Fertigstellung der Erdaufschüttung auf der Grünbrücke wurde zwischen September 2004 (also ca. 8 Monate vor Fertigstellung des Bauwerkes) und Juni 2005 der Oberboden regelmäßig auf Anwesenheitszeichen von Wildtieren auf der Brücke, insbesondere Fährten, untersucht und entsprechende Protokolle gefertigt.

2.3 Videoüberwachung

Im Frühjahr 2005 wurde auf dem Scheitelpunkt der Grünbrücke ein ca. 3 m hohes Holzpodest errichtet, auf dem 2 Kameras jeweils mit Infrarot-Scheinwerfer und Bewegungsmelder verdeckt installiert wurden. Jede Kamera überwachte eine Brückenhälfte. Der Zugang erfolgte ausschließlich über eine externe Leiter.



Abb.1: Holzpodest mit Videoüberwachungsanlage

Die zum Betrieb erforderlichen zunächst drei Solarzellen wurden an der Innenseite der nördlichen Beton-Sichtschutzwand angebracht. Ihre Zahl wurde im Dezember 2006 auf 9 aufgestockt, um eine kontinuierliche Stromzuführung zu gewährleisten. Die



Abb. 2: Neue Kamera zwischen den Solarzellen

Videobilder werden auf einem Festplattenrecorder gespeichert, der in einer wasserdichten Aluminiumkiste untergebracht ist. Die Aluminiumkiste befindet sich in einem eingegrabenen, verankerten Stahlrohr mit abschließbarem Deckel in unmittelbarer Nähe der Solarzellen. Zwischen Kamertechnik und Aluminiumkiste verläuft ein Erdkabel.

Im April 2009 wurde das aus 2 Kameras bestehende Überwachungssystem (auf dem Holzpodest) durch eine neue Kamera ersetzt, die in der Lage ist, den gesamten Überwachungsraum von der Nordseite der Sichtschutzblende her zu überwachen. Sie ist zwischen den Solarzellen installiert und liefert Bilder mit höherer Auflösung.

Die Videoüberwachung erfolgt kontinuierlich seit Mai 2005. In regelmäßigen Abständen wird seither die Festplatte gewechselt, um die Videobilder auszuwerten.

2.4 Auswertung der Video-Aufzeichnungen

Die aufgenommenen Bildsequenzen werden mit Hilfe einer Excel - Datei nach folgenden Parametern für die Auswertung aufbereitet:

- Beginn bzw. Ende der Aufzeichnung (Tag, Monat, Jahr, Stunde, Minute, Sekunde) (= Dauer des Aufenthaltes auf der Brücke)
- Nr. der Kamera (nach Norden bzw. nach Süden gerichtet)
- Art des Wildtieres (bei Schalenwild nach Möglichkeit Unterscheidung nach Geschlecht und Altersklassen)
- Anzahl der querenden Tiere
- Anzahl der querenden Menschen (getrennt nach Fußgänger, Radfahrer bzw. KFZ)
- Querungsrichtung
- Verhalten des Wildtieres nach Kategorien (ruhig ziehend, flüchtig, äsend)
- Querung tagsüber bzw. nachts (nachts = bei Zuschaltung der Infrarotscheinwerfer)

2.5 Auswertung von Wildunfällen auf der BAB 11

Zum Unfallgeschehen mit Wildbeteiligung auf der BAB 11 im Bereich der Grünbrücke wurden die jährlichen Angaben der Verkehrsunfallstatistik im Schutz-



Abb. 3: Damwildfährten auf der Grünbrücke

bereich Barnim für den Abschnitt zwischen den Anschlussstellen (AS) Joachimsthal und Pfingstberg ab 2003 ausgewertet.

3 Ergebnisse

3.1 Fährtenprotokoll

Zwischen September 2004 und Juni 2005 fanden Kontrollen auf der Grünbrücke statt. Die festgestellten Fährten wurden protokolliert.

Bereits während der Bauphase waren durch die Bauarbeiter vor Ort Wildfährten im Bereich der Erdaufschüttungen an den Brückenköpfen registriert worden, die durch verschiedene Sichtbeobachtungen, insbesondere von Damwild, untermauert wurden.

Mit der Fertigstellung der Erdauflage auf der Brücke und im späteren Verlauf nach Neuschneeelagen konnten diese Beobachtungen durch systematisches Abfährten ergänzt und bestätigt werden.

Das Damwild "interessierte" sich bereits in den frühen Bauphasen für die Aktivitäten auf der Baustelle und benutzte seit der Fertigstellung der Erdauflage die Grünbrücke zur Querung der Autobahn. Es wechselte wiederholt nachts zwischen den Baufahrzeugen hindurch und konnte auch morgens durch die ankommenden Bauarbeiter direkt beobachtet werden. Ab Dezember 2004 waren auch Raubwild-Spuren (Fuchs, Dachs, Marderhund) auf der Brücke festzustellen.

Ende 2004 erfolgte die Errichtung des Wildschutzaunes beidseitig entlang der Autobahn und seine Anbindung an die Grünbrücke. Mit Beginn der Vegetationszeit 2005 wurde die Bepflanzung der Grünbrücke vorgenommen, die im Mai 2005 abgeschlossen war. Beide Aktivitäten führten einerseits zu erhöhter menschlicher Präsenz auf der Brücke und im unmittelbaren Umfeld, andererseits begünstigten sie jedoch durch ihre Funktion als Leiteinrichtung das Anwechseln von Wildtieren zur Brücke hin.

3.2 Auswertung der Video-Aufzeichnungen

Nach einer Testphase für das Video-Überwachungssystem wurden seit Mai 2005 Aufnahmen von Wildtieren auf der Grünbrücke aufgenommen und ausgewertet.

Im gesamten bisherigen Untersuchungszeitraum, also von Mai 2005 bis März 2010, gab es immer wieder Zeiten (tageweise, aber auch ganze Monate), in denen die Kamera(s) auf Grund technischer Defekte oder unzureichender Energiezufuhr keine Aufnahmen machen konnte(n). Die Anzahl ausgewerteter Wildtierquerungen stellt aus diesem Grunde eine Mindestzahl dar.

Des Weiteren muss betont werden, dass die Angaben zur Brückennutzung durch Wildtiere Mehrfachzählungen beinhalten, da keine individuelle Unterscheidung von Einzeltieren möglich ist. Die Überquerung der Brücke durch beispielsweise ein Stück Damwild von Ost nach West und sein anschließendes Zurück-

Tab.1:
Übersicht zu den an der Nutzung der Grünbrücke beteiligten Wildarten (Untersuchungszeitraum: Mai 2005 bis März 2010)

Wildarten	Zahl der Querungen
Damwild	16.127
Schwarzwild	5.719
Rehwild	513
Rotfuchs	293
Feldhase	149
Dachs	143
Muffelwild	42
Marderhund	21
Rotwild	18
Waschbär	11
Marder	8
Wolf	1

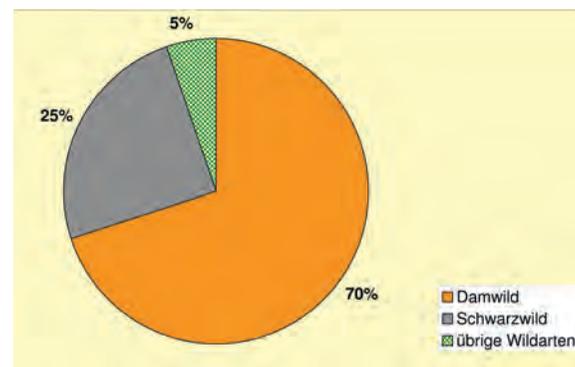


Abb. 4: Anteile der Wildarten an der Nutzung der Grünbrücke

wechseln von West nach Ost wurden registriert als zwei Querungen (Wildbewegungen).

Zwischen Mai 2005 und März 2010 konnten insgesamt 23.045 Wildbewegungen über die Grünbrücke ausgewertet werden. Mit 16.127 Querungen (70 %) ist das Damwild die bei Weitem häufigste Wildart auf der Brücke. Die Zahl an Schwarzwild hat im Verlauf der Untersuchungen deutlich zugenommen. Bis März 2010 konnten insgesamt 5.719 Querungen registriert werden, das entspricht 25 % aller Wildtierquerungen (Abb. 4). Die übrigen 5 % teilen sich 10 weitere Wildarten, wie aus Tabelle 1 zu entnehmen ist.

3.2.1 Damwild

Zwischen Mai 2005 und März 2010 erfolgten insgesamt 16.127 Querungen durch Damwild in beiden Richtungen. Das Damwild war mit hoher Wahrscheinlichkeit der erste und ist eindeutig der häufigste „Nutzer“ des Bauwerkes.

Dabei ist das weibliche Damwild gemeinsam mit seinen Kälbern am meisten auf der Grünbrücke anzutreffen.

Bei den bislang registrierten Querungen durch Damwild wurden 2.171mal männliches Wild (13 %), 9.506mal weibliches Wild (59 %) und 4.444mal Kälber beiderlei Geschlechts (28 %) registriert (Abb. 6). In den einzelnen Untersuchungsjahren ergaben sich hinsichtlich dieser prozentualen Verteilung kaum Schwankungen.

Das Damwild nutzt die Grünbrücke im Jahresverlauf mit unterschiedlicher Häufigkeit (Abb. 7).



Abb. 5: Ein Damtier überquert mit seinem Kalb zügig die Grünbrücke

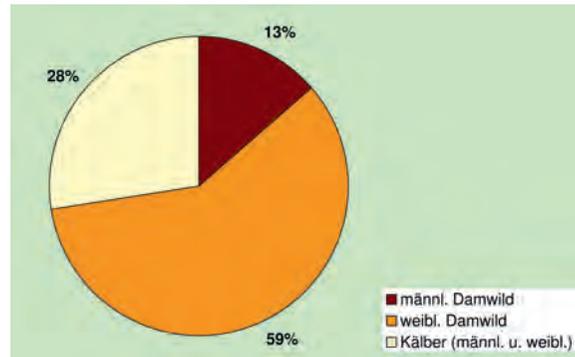


Abb. 6: Geschlechterverhältnis des Damwildes auf der Grünbrücke

und Juli, in denen keine Nutzung durch männliches Damwild erfolgte. Im Jahr 2008 wurden Schaufler in allen Monaten auf der Grünbrücke registriert, besonders gering war die Zahl ihrer Querungen jedoch auch wieder zwischen Mai und Juli. Im letzten Jahr war eine Auswertung auf Grund der beschriebenen Ausfälle nicht möglich.

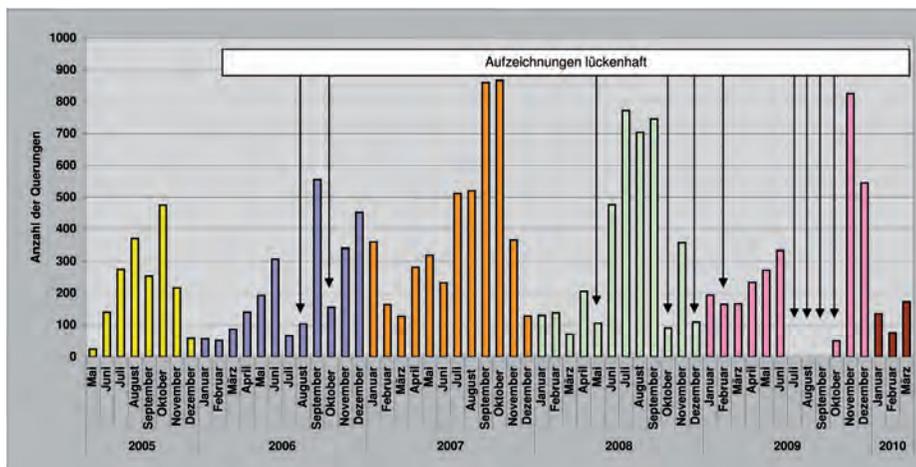


Abb. 7: Nutzung der Grünbrücke durch Damwild im Jahresverlauf

Trotz der zeitweise vorkommenden technischen Probleme bei der Aufzeichnung von Wildquerungen wird in den einzelnen Untersuchungsjahren deutlich, dass mit Beginn der Vegetationsperiode im März jeweils die Anzahl der Querungen durch das Damwild zunimmt. Die monatlichen Spitzenwerte liegen jeweils im Herbst, insbesondere im Oktober zur Brunft des Damwildes. Dagegen scheinen die Aktivitäten des Damwildes während der Wintermonate relativ gering zu sein.

Während weibliches Damwild und Kälber das ganze Jahr hindurch mit unterschiedlicher Häufigkeit die Grünbrücke nutzen, ist das männliche Wild überwiegend in den Herbst- und Wintermonaten dort aktiv. Im ersten Untersuchungsjahr (2005) wurden Schaufler zwischen Juni und August nicht registriert, im darauf folgenden Sommer 2006 überquerte in den genannten drei Monaten nur einmal ein Schaufler das Bauwerk und 2007 waren es wiederum die Monate Juni

In der warmen Jahreszeit mit meist überreichem Äsungs- und Deckungsangebot sind die weiblichen Stücke Damwild mit der Aufzucht der Kälber beschäftigt und deshalb aktiver als das männliche Wild, das seine Kräfte für die anstrengende Zeit der Brunft im Herbst aufspart.

Bezüglich des Zeitpunktes der Querungen sind keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern feststellbar, sie nutzen mit etwa gleichen Anteilen sowohl tagsüber als auch nachts die Grünbrücke.

3.2.2 Übrige Wildarten

Mit großem Abstand zum Damwild ist das Schwarzwild zweithäufigste Wildart auf der Grünbrücke. Während es 2005 und auch 2006 nur unregelmäßig auf dem Bauwerk anzutreffen war, steigt die Häufigkeit der Frequentierungen seit November 2006

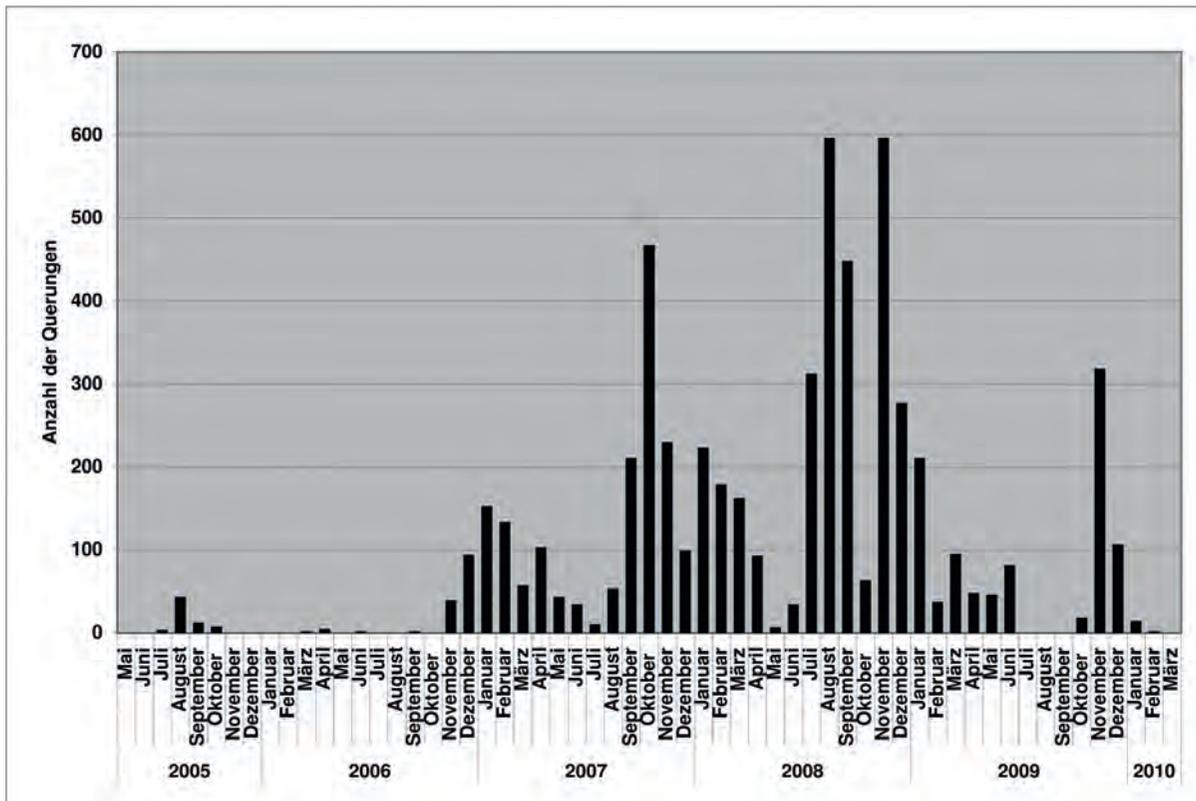


Abb. 8: Nutzung der Grünbrücke durch Schwarzwild im Jahresverlauf

an; im Jahr 2007 konnte in jedem Monat Schwarzwild auf der Grünbrücke nachgewiesen werden mit einem vorläufigen Spitzenwert im Oktober von 466 Querungen (Abb.8). 2008 gab es wieder Probleme mit der Videotechnik, so dass sicherlich nicht alle Wildtierquerungen aufgezeichnet wurden. Dennoch konnten mit je 595 Querungen sowohl im August als auch im November 2008 neue Höchstwerte registriert werden. Im Jahr 2009 ließ der Ausfall der Überwachungstechnik quantitative Einschätzungen zur Querungsrate der Wildtiere nicht zu. Im Verlauf der Erfolgskontrolle ist zwischen 2005 und 2008 ein deutlicher Aufwärtstrend in der Zahl der Querungen durch Schwarzwild zu verzeichnen. Zu Beginn der Untersuchungen nutzte das Rehwild

die Grünbrücke nur sporadisch und fast ausschließlich während der Vegetationsperiode.

Bis Ende 2006 wurden 61mal Querungen von den Überwachungskameras erfasst. Ab März 2007 wurde das Rehwild häufiger auf der Grünbrücke nachgewiesen, die Anzahl der Querungen nahm in der Vegetationsperiode 2007 deutlich zu, im Mai 2007 wurde 86mal Rehwild nachgewiesen, der vorläufige Höchstwert. Danach sanken die Zahlen wieder, das Rehwild nutzt jedoch weiterhin mit unterschiedlicher Häufigkeit das Bauwerk.

Im gesamten bisherigen Untersuchungszeitraum konnte 513mal Rehwild mit Hilfe der Überwachungstechnik nachgewiesen werden. Die Querungen erfolgen überwiegend tagsüber.



Abb. 9: Überläuferrotte überquert die Grünbrücke zügig



Abb. 10: Rehbock im Juni 2009 auf der Grünbrücke

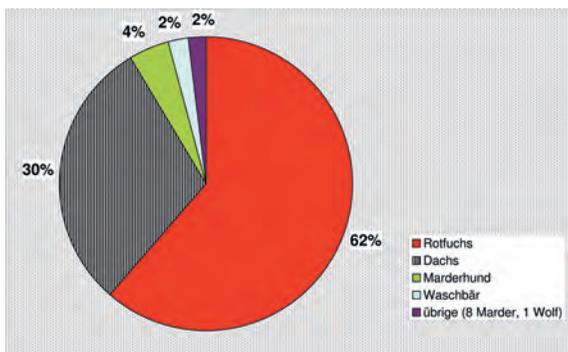


Abb. 11: Anteile der Raubwildarten an der Nutzung der Grünbrücke



Abb. 12: Ein Fuchs überquert am frühen Aprilmorgen die Grünbrücke

Es dauerte über ein Jahr, bis im August 2006 erstmals Muffelwild die Grünbrücke überquerte. Es waren ausschließlich Schafe mit ihren Lämmern. Bis Ende 2006 wurden zwischen August und November insgesamt 31 Mufflons registriert. Im anschließenden Jahr 2007 erfolgte keine Nutzung der Grünbrücke durch diese Wildart. Im März 2008 konnte wiederum Muffelwild bestätigt werden, diesmal waren bei den registrierten 6 Querungen auch erstmals Widder dabei. Im letzten Jahr stehen 4 Querungen durch Muffelwild zu Buche und im Januar 2010 überquerte erneut ein Schaf das Bauwerk. Damit konnten zwischen Mai 2005 und März 2010 insgesamt 42 Querungen durch Muffelwild nachgewiesen werden. Feldhasen nutzen die Grünbrücke in unterschiedlicher Intensität. In den letzten beiden Untersuchungs-jahren sank die Anzahl von Querungen jedoch deutlich. 2009 wurden nur 4mal Querungen registriert. Da die meisten in der Vergangenheit während der Vegetationsperiode stattfanden, liegt die Vermutung nahe, dass infolge der Kameraausfälle gerade in dieser Zeit einige Querungen nicht aufgezeichnet wurden. Insgesamt konnten zwischen Mai 2005 und März 2010 bislang 149mal Feldhasen beobachtet werden. Von den auf der Grünbrücke bislang nachgewiesenen Raubwildarten ist der Rotfuchs der häufigste Besucher des Bauwerkes (Abb. 11 und 12). Er nutzt die Brücke mit wenigen Ausnahmen regelmäßig. Bislang wurden 293 Querungen durch Rotfüchse be-

stätigt, wobei im Winter zur Ranz die höchsten monatlichen Querungsraten verzeichnet werden. Auch Dachse nutzen die Grünbrücke als Querungshilfe über die Autobahn. Ihr Erscheinen auf dem Bauwerk erfolgt jedoch sehr sporadisch und überwiegend nachts. Im gesamten Untersuchungszeitraum konnten bislang 143 Querungen ausgewertet werden. Der Marderhund findet in der Uckermark hervorragende Lebensbedingungen vor, was ihn bei der Nahrungssuche kaum zu weiten Wanderungen zwingen dürfte. Demzufolge ist er ein seltener Gast auf der Grünbrücke. Bislang wurden Marderhunde 21mal durch die Kamera registriert, letztmalig im Mai 2007.

Im März 2007 erfolgte erstmals der Nachweis eines Waschbären auf der Grünbrücke. Im Juli 2008 überquerte dann eine Fähe mit ihren 6 Jungtieren das Bauwerk. Insgesamt wurden bislang 11 Querungen durch Waschbären ausgewertet. Auch die Nutzung der Brücke durch Marder konnte nachgewiesen werden. Insgesamt stehen für den Untersuchungszeitraum bislang 8 Querungen zu Buche.

Von besonderer Bedeutung für den Nachweis der Funktionalität des Bauwerkes als Wildtierpassage ist ihre Nutzung durch einen Wolf am 24. Oktober 2007 (Abb.13.). Er überquerte im zügigen Trab die Grünbrücke kurz nach Mitternacht (0.36 Uhr) von Ost nach West.



Abb. 13: Ein Wolf überquert 2007 die Grünbrücke



Abb. 14: Rotspießer auf der Grünbrücke

Das Rotwild, die Leitwildart im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin und einer der wichtigsten Gründe für die Errichtung der Grünbrücke in diesem Bereich, nutzt das Bauwerk nur sehr verhalten. Im Dezember 2006, also anderthalb Jahre nach ihrer Fertigstellung betrat zum ersten Mal ein Stück Rotwild – ein Kalb – die Grünbrücke. Fünf Monate später konnte ein weiteres Stück Rotwild, diesmal ein Alttier, registriert werden und fast ein Jahr danach (März 2008) noch ein weiteres Alttier. Erst im Januar 2009 überquerten mehrere Stücke Rotwild gleichzeitig das Bauwerk, einmal waren es 3 und ein zweites Mal 8 Stücke unterschiedlichen Geschlechts und Alters. Die vorerst letzten Rotwild-Querungen erfolgten im November 2009. Damit sind zwischen Mai 2005 und März 2010 insgesamt 18 Querungen durch diese Wildart registriert worden.

Über die Gründe für die sporadische Nutzung der Grünbrücke durch Rotwild lässt sich nur spekulieren. Rotwild reagiert auf Veränderungen in seinem Lebensraum sicherlich sensibler als beispielsweise das Damwild. Mit hoher Wahrscheinlichkeit findet das Rotwild sowohl östlich als auch westlich der Autobahn ausreichende Möglichkeiten zur Äsung und Deckung vor, so dass regelmäßige Überquerungen der Brücke nicht unbedingt nötig sind. Wie häufig Rotwild dennoch über die teils noch immer ungezäunte Fahrbahn der Autobahn wechselt, ist nicht bekannt. Im letzten Jahr wurden weitere Bereiche der A 11 nördlich der Anschlussstelle Pfingstberg beidseitig gezäunt, dennoch bestehen weiterhin Möglichkeiten für Wildtiere, die Fahrbahn zu überqueren.

Im bisherigen Untersuchungszeitraum wurde das Verhalten bei über 23.000 Wildtierquerungen ausgewertet. Fast die Hälfte dieser Querungen (48 %) erfolgte ruhig ziehend, bei weiteren 33 % konnte zudem eine Nahrungsaufnahme beobachtet werden (Verhalten: äsend). Lediglich 4.237mal (19 %) überquerten Wildtiere die Brücke flüchtig (Abb. 15).

In den einzelnen Untersuchungsjahren gab es hinsichtlich der prozentualen Aufteilung dieser Verhaltenskategorien kaum Unterschiede bzw. Tendenzen. Die registrierten Verhaltensweisen lassen annehmen, dass die Mehrheit der die Grünbrücke benutzenden Wildtiere diesen Bereich als Teil ihres Lebensraumes wahrnimmt und das Bauwerk als Wildtierpassage akzeptiert.

Im Rahmen einer Bachelorarbeit untersuchte SCHULZ (2008) die Verweildauer von Damwild auf der Grünbrücke zwischen April 2005 und März 2008. Hierbei wurden 9.233 Videobilder ausgewertet, wobei sowohl Querungen von Einzeltieren als auch von Rudeln (bis maximal 17 Stücke) einbezogen waren.

Es konnte festgestellt werden, dass die Verweildauer des Damwildes im Verlauf der Untersuchung stetig zugenommen hat. Standen im ersten Untersuchungsjahr nur etwa 25 Stunden insgesamt zu Buche, waren es im 2. Jahr schon fast 43 Stunden und im Jahr darauf bereits 72 Stunden, die Damwild auf der Grünbrücke verbrachte (Tab. 2).

Weiterhin ergaben die Auswertungen, dass sich das Damwild zwischen Dezember und März relativ wenig auf der Brücke aufhält, während es zwischen Juli und Oktober relativ häufig dort anzutreffen ist. Im April/

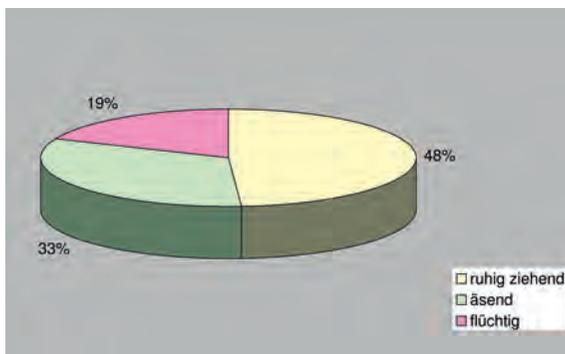


Abb. 15: Verhalten von Wildtieren während der Nutzung der Grünbrücke (Gesamtzeitraum: Mai 2005 bis März 2010; n = 22.825)

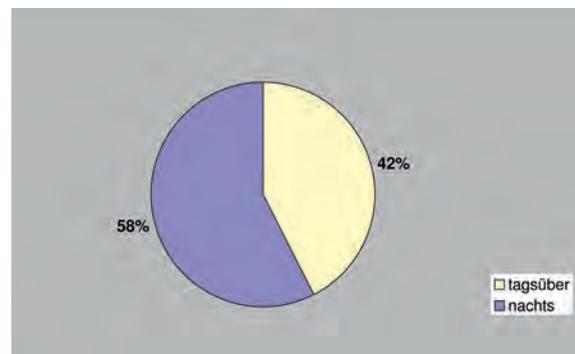


Abb. 16: Vergleich der Anzahl von Brückenquerungen durch Wildtiere tagsüber und nachts (Gesamtzeitraum: Mai 2005 bis März 2010; n = 22.825)

3.2.3 Verhalten von Wildtieren auf der Grünbrücke

Anhaltspunkte für die Akzeptanz der Grünbrücke im Lebensraum von Wildtieren bieten die Verhaltensanalysen von Tieren während ihres Aufenthaltes auf der Brücke sowie der hierfür gewählte Zeitpunkt.

Mai, also zu Beginn der Vegetationsperiode steigt die Verweildauer an, im November fällt sie wieder ab. Weibliches Damwild sucht die Grünbrücke häufiger auf und verweilt länger als männliches Damwild (vergleiche Abschnitt 3.2.1)

Im Zusammenhang mit der Akzeptanz des Bauwerkes zeigen auch diese Untersuchungen, dass Damwild die Grünbrücke als Lebensraumbestandteil an-

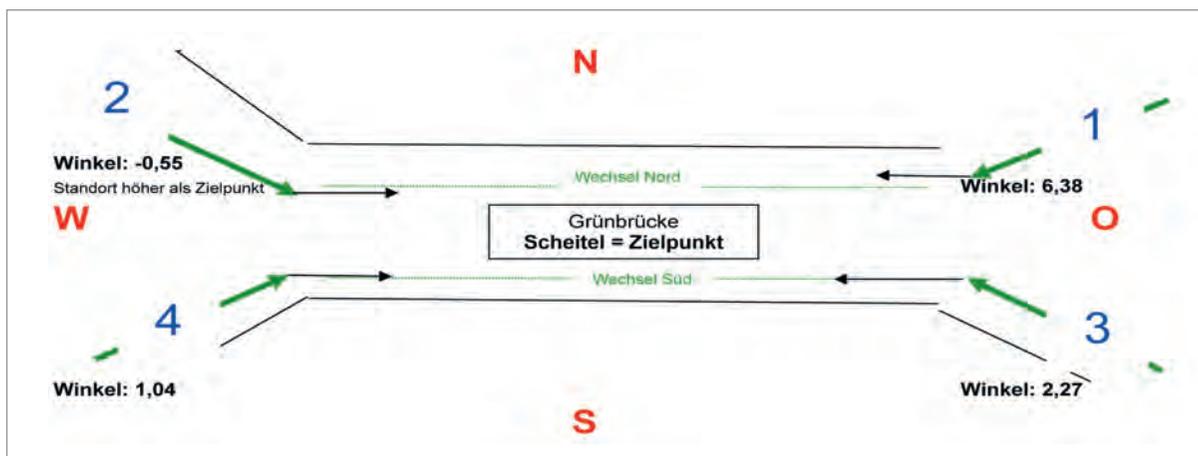


Abb. 17: Schematische Darstellung der Grünbrücke (Draufsicht) mit Anwechsell-Sektoren (1 bis 4) und Neigungswinkeln

Tab. 2: Entwicklung der Verweildauer von Damwild auf der Grünbrücke zwischen 2005 und 2008

Untersuchungsabschnitt	Verweildauer insgesamt [Std:min:sec]
April 2005 bis März 2006	25:22:55
April 2006 bis März 2007	42:51:51
April 2007 bis März 2008	72:22:52

nimmt und die Wildtierpassage ein positives Beispiel für eine effektive Habitatvernetzung darstellt.

Ihrer an die dicht besiedelte und vielfach genutzte Kulturlandschaft sowie dem daraus resultierenden Sicherheitsbedürfnis angepassten Lebensweise entsprechend nutzte die Mehrzahl der Wildtiere (58 %) die Grünbrücke während der Nachtstunden (Abb. 16). Als Nachtstunden werden die Zeiten definiert, in denen sich für die Videoaufnahme der Infrarotscheinwerfer zuschaltet. Dabei schwankten die Ergebnisse in den einzelnen Untersuchungsjahren in sehr engen Grenzen.

Die folgenden Untersuchungsjahre müssen zeigen, ob sich mit der weiteren Entfaltung der Vegetation auf der Grünbrücke das Deckungsangebot derart erhöht,

dass sich auch die beobachteten Verhaltensweisen bzw. Querungszeitpunkte ändern.

Interessant waren die Beobachtungen zur Bevorzugung bestimmter Richtungen bzw. Sektoren für das Anwechsell bzw. Hinüberwechsell von Wildtieren über die Grünbrücke.

Die Grünbrücke überspannt die Autobahn A 11 zwischen Joachimsthal und Pfingstberg ziemlich exakt in west-östlicher Richtung. Es gibt demnach für Wildtiere vier Möglichkeiten zum Anwechsell auf das Bauwerk:

- aus nordöstlicher Richtung (Sektor 1),
- aus nordwestlicher Richtung (Sektor 2),
- aus südöstlicher Richtung (Sektor 3) und
- aus südwestlicher Richtung (Sektor 4).



Abb. 18: Blick von Südosten (Sektor 3) auf die Grünbrücke



Abb. 19: Blick von Nordosten (Sektor 1) auf die Grünbrücke

Die Sektoren unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Neigungswinkel (Winkel vom Brückenkopf bis hinauf zum höchsten Punkt = Scheitelpunkt der Grünbrücke) voneinander (Abb. 17). Die beiden Hauptwechsel (Wechsel Nord und Wechsel Süd –siehe Abb. 17) unterscheiden sich bezüglich ihrer Vegetationsausstattung voneinander.

Zwischen Mai 2005 und März 2010 wurden 21.177 Querungen durch Wildtiere ausgewertet. Die meisten Querungen (32 %) erfolgten über den Sektor 4, also aus südwestlicher Richtung. Fast genauso viele Querungen (31 %) begannen mit dem Anwechseln über Südost (Sektor 3). Über Nordwest (Sektor 2) passierten 19 % aller beobachteten Querungen und 18 % verliefen über Nordost (Sektor 1).

Folgerichtig zeigt die Auswertung auch, dass 63 % aller Querungen über den südlichen Hauptwechsel erfolgen, nur 37 % über den Wechsel Nord.

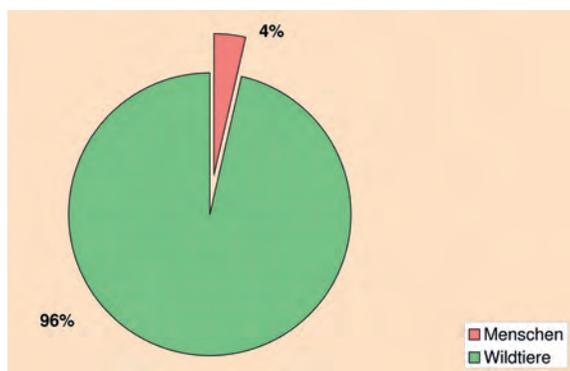


Abb. 20: Anteile von Menschen und Wildtieren bei der Grünbrückennutzung (Mai 2005 bis März 2010)

Die Gründe hierfür scheinen plausibel: Im südlichen Brückenbereich sind die Neigungswinkel an den Brückenköpfen am geringsten. Die anwechselnden Wildtiere können bereits den gegenüberliegenden Waldrand sehen, bevor sie den Scheitel der Grünbrücke erreicht haben. Dies kommt ihrem Sicherheitsbedürfnis entgegen. Darüber hinaus bietet die im südlichen Bereich üppigere Vegetation aus Kiefer und Ginster bereits zusätzliche Deckungsmöglichkeiten (Abb. 18).

Am nördlichen Wechsel verläuft eine alte Fahrspur, auf der sich bislang kaum Vegetation angesiedelt hat (Abb. 19). Der Neigungswinkel im Sektor 1 (Nordost) ist der höchste am Bauwerk, Wildtiere müssen fast bis auf den Brückenscheitelpunkt ziehen, um die sichere Deckung am gegenüberliegenden Waldrand ausmachen zu können, das ist nicht optimal für eine Querung. Außerdem ist im Bereich des nördlichen Wechsels die anthropogene Beeinflussung durch Spaziergänger am wahrscheinlichsten, was die Attraktivität dieser Querungsrouten noch zusätzlich verringert.

Schlussfolgernd aus den gezeigten Ergebnissen lässt sich verallgemeinern, dass Neigungswinkel an den Brückenköpfen sowie Vegetationsstrukturen auf der Grünbrücke eine wichtige Rolle für die Nutzung solcher Bauwerke durch Wildtiere spielen müssen. Steile Anstiege hinauf zum Scheitelpunkt einer Grünbrücke ohne Sicht auf den Schutz bietenden gegenüberliegenden Waldrand und breite vegetationsarme (deckungsarme) Bereiche werden mit hoher Wahrscheinlichkeit lange gemieden bzw. nur sehr zurückhaltend als Querungsbereiche angenommen.

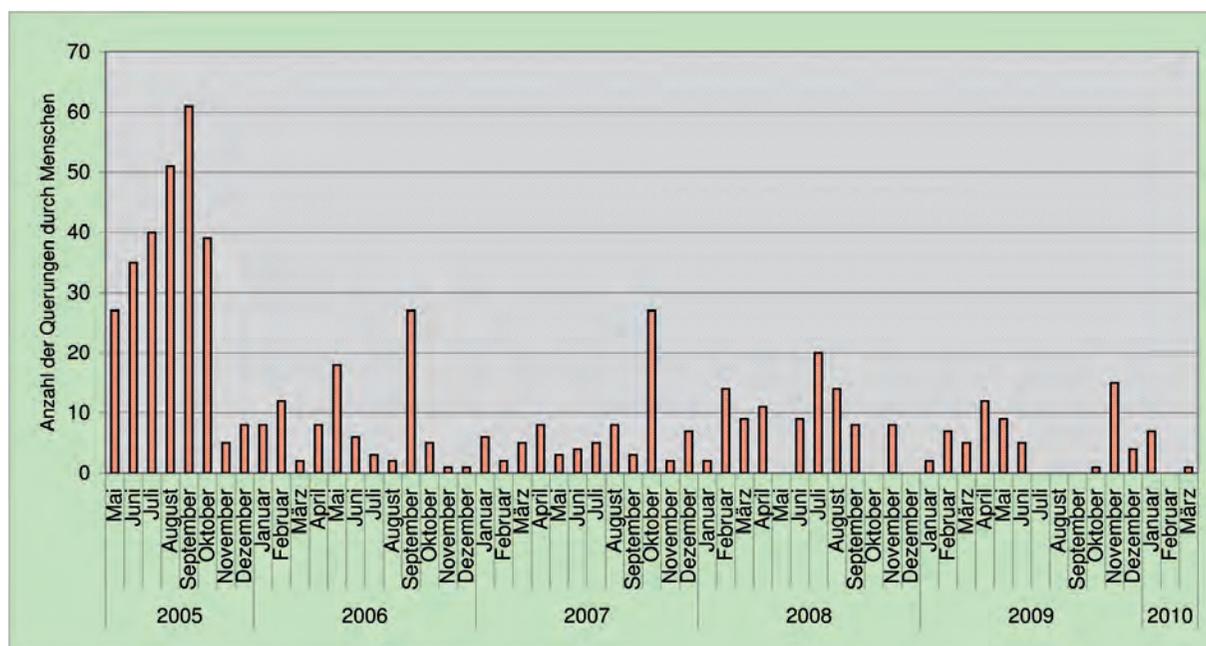


Abb. 21: Monatliche Verteilung anthropogener Störeinflüsse auf der Grünbrücke

3.2.4 Anthropogene Einflüsse im Bereich der Grünbrücke

In unmittelbarem Zusammenhang mit der Bewertung des Verhaltens von Wildtieren auf der Grünbrücke steht auch die Analyse zum Einfluss menschlicher Störungen auf dem Bauwerk bzw. in dessen engem Umfeld.

Zwischen Mai 2005 und März 2010 erfassten die Überwachungskameras neben 23.045 Wildtierquerungen auch 881mal Menschen auf der Grünbrücke (Abb. 20).

In den ersten Monaten nach Fertigstellung gab es viele Neugierige, die das Bauwerk „besuchten“. Es wurden Spaziergänger, Jogger, Radfahrer, Mopedfahrer und Autofahrer registriert. Sämtliche Querungen fanden tagsüber statt.

Bis September 2007 gab es darüber hinaus noch mehrere sogenannte unvermeidliche Aktivitäten zur Wartung der Grünbrücke, der sich anschließenden Wildzäune, der Videoüberwachungsanlage sowie zur Pflege der Anpflanzungen. Nach Beendigung des Zaunrückbaus im September 2007 sind mit Ausnahme der Wartungsarbeiten an der Kamera und dem Bauwerk selbst alle unvermeidlichen menschlichen Aktivitäten weggefallen und die Grünbrücke „gehört“ den Wildtieren. Die Störungen haben im Verlauf der letzten Jahre deutlich nachgelassen. Es werden allenfalls noch Fußgänger auf dem Bauwerk beobachtet, Fahrzeuge passierten die Grünbrücke in den letzten Jahren nicht mehr.

Natürlich stellen alle menschlichen Aktivitäten auf der Grünbrücke eine Störung dar. Insbesondere in der besonders sensiblen Zeitphase nach der Fertigstellung können diese die Funktionalität des Bauwerkes mindern und den Erfolg der Baumaßnahme zur Lebensraumwiedervernetzung in Frage stellen. Das ist im Falle der Grünbrücke über der A 11 glücklicherweise nicht der Fall gewesen. Die das Bauwerk nutzenden Wildtiere haben die menschlichen Störungen toleriert; es sind Erfahrungen, mit denen sie in unseren vielfach genutzten Wäldern häufiger konfrontiert und meist auch fertig werden. Ob diese Feststellung auch auf das Rotwild im Untersuchungsraum zutrifft, muss allerdings bislang bezweifelt werden.

Die Analyse der monatlichen Verteilung anthropogener Störungen auf der Grünbrücke verdeutlicht die allgemeine Tendenz einer relativen Störungsfreiheit: Lagen zwischen Juli und Oktober 2005 die monatlichen „Besucherzahlen“ noch zwischen 40 und 60 Personen, so ließen die Störungen ab November 2005 merklich nach und liegen seither mit wenigen Ausnahmen bei unter 10 Personen (Abb. 21). Ausnahmen gibt es im Wesentlichen nur im Herbst zur Pilzsaison.

Zu dieser positiven Entwicklung hat auch das Aufstellen eines Verbotsschildes an dem von Osten zur Grünbrücke führenden Waldweg bzw. die zeitweise Sperrung der Zufahrt mittels Schranke beigetragen. Für die Aufrechterhaltung der Funktionalität dieser Grünbrücke als Wildtierpassage ist weiterhin die Beibehaltung des seit der Bauausführung ausgeübten

Tab. 3: Art und Anzahl der Anpflanzungen auf der Grünbrücke

Art	Anzahl
Gem. Heckenkirsche	213
Schwarzer Holunder	161
Gewöhnl. Hasel	156
Sanddorn	154
Kreuzdorn	152
Feldahorn	105
Schwarzdorn	105
Traubenkirsche	108
Wilder Wein	100
Kartoffelrose	94
Vielblütige Rose	94
Wolliger Schneeball	51
Europ. Pfaffenhütchen	39
Kletterhortensie	14
Traubeneiche	13
Winterlinde	10
Hängebirke	9
Eberesche	4

freiwilligen Jagdverzichts durch den privaten Waldeigentümer im unmittelbaren Brückenumfeld von Bedeutung.

Die Erfahrungen haben gezeigt, dass eine sensible Öffentlichkeitsarbeit gerade in der Phase der Fertigstellung und zu Beginn der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen von enormer Bedeutung für das „Funktionieren“ dieser Grünbrücke war.

3.3 Entwicklung der Vegetation

Seit drei Jahren steht allen Wildtieren die gesamte Breite der Grünbrücke für die Querung und sämtliche Pflanzen als Äsung zur Verfügung. Die angepflanzten Sträucher und Bäume (Tab. 3) bieten gemeinsam mit den sich inzwischen entwickelnden Wildwüchsen, insbesondere Kiefer und Ginster, zusätzliche Nahrung und wachsenden Sichtschutz besonders an den Brückenköpfen und im südlichen Brückenbereich. Im Sommer 2009 wurde die Vegetation im Kamera-Suchraum gestutzt, um die permanente Videoüberwachung fortführen zu können.

3.4 Wildunfälle im Bereich der Grünbrücke

Die BAB 11 war bei der Fertigstellung der Grünbrücke 2006 zwischen den Anschlussstellen (AS) Joachimsthal und Pfungstberg (Gesamtlänge: 19,5 km) nur auf etwa 2,2 km Länge beidseitig gezäunt. Seit 2009

ist dieser Abschnitt zwischen den genannten AS zur Hälfte gezäunt. Der Wildschutzzaun beginnt etwa 2 km südlich der Grünbrücke an der Brücke zwischen Poratz und Redernswalde und verläuft nördlich der Grünbrücke weitere 25 km bis zum Kreuz Uckermark. Im unmittelbaren Brückenbereich besteht für Wildtiere noch auf etwa 10 km Länge (zwischen AS Joachimsthal und der Brücke Poratz-Redernswalde) weiterhin die Möglichkeit, über die Autobahn wechseln, ohne die Grünbrücke zu nutzen. Auf genau diesem Abschnitt ereigneten sich 2009 insgesamt 14 Verkehrsunfälle mit Beteiligung von Wildtieren, am häufigsten war Rehwild beteiligt (7mal).

Insgesamt ergab die Analyse der Verkehrsunfälle auf dem Autobahnabschnitt zwischen den AS Joachimsthal und Pfungstberg von 2003 bis 2009 die Zahl von 143 Unfällen mit Beteiligung von Wildtieren (Tab. 4). Am häufigsten war nach Auswertung der Unfallprotokolle das Rehwild beteiligt (69mal), sechsmal wurde Rotwild als Verursacher genannt.

Auffällig ist das komplette Fehlen von Damwild in der Unfallstatistik, was jedoch mit großer Wahrscheinlichkeit auf fehlende Artenkenntnis der am Unfall beteiligten "Zweibeiner" bzw. der den Unfall zu Protokoll nehmenden Polizeibeamten zurückzuführen ist.

Zur Schulung der Autobahnpolizei wurden Bildtafeln entwickelt, die es den Beamten vor Ort ermöglichen, bei Verkehrsunfällen im genannten Autobahnabschnitt getötete Wildtiere richtig anzusprechen und insbesondere Rotwild von Damwild und Rehwild zu unterscheiden. Die Bildtafeln sind seit Januar 2008 im Einsatz, brachten bislang jedoch nicht die erhofften Verbesserungen.

Es ist zusammenfassend festzustellen, dass die seit 2004 gesunkene Zahl der Unfälle mit Wildtieren im Jahr 2008 erstmals wieder leicht angestiegen war. Im zurückliegenden Jahr 2009 konnte demgegenüber die bislang geringste Zahl an Wildunfällen im untersuchten Bereich verzeichnet werden. Mit fortschreitender Zäunung sollte sich die Gefahr von Wildunfällen weiter verringern. Wildtiere werden zukünftig noch mehr auf die Nutzung der Grünbrücke angewiesen sein, um die Autobahn zu überqueren.

Es muss gegenwärtig dennoch weiterhin davon ausgegangen werden, dass Wildtiere von den Enden der Wildschutzzäune her in den Fahrbahnbereich gelan-

gen können und somit ein eingeschränktes Wildunfall-Risiko weiter bestehen bleibt. Die Grünbrücke wird ihre volle Funktionsfähigkeit erst bei kompletter Zäunung der Autobahn erreicht haben.

4 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Um die Durchlässigkeit der Landschaft im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin zu erhalten und damit große, unzerschnittene Wanderungs- und Ausbreitungsräume für das Rotwild und weitere Arten langfristig zu sichern, ist 2005 eine Grünbrücke über die Autobahn A 11 errichtet worden.

Die wissenschaftliche Erfolgskontrolle mittels Videoüberwachungsanlage ist auf insgesamt 10 Jahre festgelegt. Der erreichte Arbeitsstand nach 5-jährigem Monitoring wird beschrieben.

Zwischen Mai 2005 und März 2010 konnten insgesamt 23.045 Wildbewegungen ausgewertet werden. Das Damwild ist die häufigste auf der Brücke registrierte Wildart.

Aus den registrierten Verhaltensweisen lässt sich schlussfolgern, dass die Mehrheit der die Grünbrücke benutzenden Wildtiere diesen Bereich als Bestandteil ihres Lebensraumes wahrnimmt und das Bauwerk als Wildtierpassage akzeptiert. Am häufigsten sind Wildtierquerungen über den südlichen Bereich der Grünbrücke, da die Vegetation dort bereits zusätzliche Deckung bietet und der Neigungswinkel zwischen Brückenscheitel und Brückenkopf gering ist. Die Maßnahmen zur Einschränkung der anthropogenen Störungen auf der Grünbrücke einschließlich des weiterhin praktizierten Jagdverzichts durch den privaten Waldeigentümer sind erfolgreich, weshalb sich der "Brückentourismus" in akzeptablen Grenzen hält. Die Analyse der Verkehrsunfälle im Brückenbereich ergab zwischen 2003 bis 2009 insgesamt 143 Unfälle unter Beteiligung von Wildtieren, im zurückliegenden Jahr war die Zahl der Wildunfälle am geringsten. Bis zur vollständigen Zäunung der Autobahn ist sowohl von einem eingeschränkten Unfallrisiko als auch einer eingeschränkten Funktionsfähigkeit der Grünbrücke auszugehen.

Die Grünbrücke über der A 11 ist ein positives Bei-

Tab. 4: Statistik der Wildunfälle im Bereich der Grünbrücke; Stand: 28.01.2010 (Quelle: Verkehrsunfallstatistik des Schutzbereiches Barnim 2003-2010)

Jahr	beteiligte Wildart											Summe
	Rotwild	Damwild	Rehwild	Schwarzwild	Fuchs	Dachs	Hase	Waschbär	"Tier"	Hund	Vögel	
2003	1		10		1	1			3		1	17
2004	3	?	15	1	9	1	1					30
2005		?	12	2	2	3		2	3	1		25
2006			11	1	4	2			1			19
2007			6	2	4			1	5			18
2008	1		8	1	2		1	2	3		2	20
2009	1		7	3	1	1	1					14
Summe	6	0	69	10	23	8	3	5	15	1	3	143

spiel sinnvoller Habitatvernetzung. Ihre Gestaltung kann als Vorbild bei der Errichtung weiterer Grünbrücken über bestehende Autobahnen dienen.

Im Sommer 2010 begann der Bau von drei weiteren Grünbrücken an der A 9, A 13 sowie A 12, der aus Mitteln des Konjunkturprogrammes II finanziert wird. Sie werden Landeswaldflächen wieder miteinander verbinden. Ein wissenschaftliches Monitoring muss jedes dieser Grünbrücken-Projekte bei Planung, Bauausführung und nach Fertigstellung begleiten und eine effiziente Erfolgskontrolle sichern. Es kann gleichfalls zur Akzeptanz dieser kostspieligen Maßnahmen zur Wiedervernetzung von Wildlebensräumen in der Bevölkerung beitragen.

5 Literatur

DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND E.V. (2008): Barrieren überwinden. Praxisleitfaden für eine wildtiergerechte Raumplanung.

FREMUTH, W. (2009): Statement zu Wildkorridoren. Pressegespräch anlässlich der „Zukunftswerkstatt Wildkorridore“, Potsdam, 11.3. 2009.

GEMEINSAMES POSITIONSPAPIER VON BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ (BUND), DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND (DJV) UND NATURSCHUTZBUND (NABU) zu „Wildkorridore jetzt!“. Berlin 21. Februar 2008.

SCHULZ, T. (2008): Untersuchungen zur Aufenthaltsdauer des Damwildes (*Cervus dama dama* L.) auf der Grünbrücke über die BAB 11. Bachelorarbeit, Fachhochschule Eberswalde.

WOIDKE, D. (2009): Grußwort anlässlich der „Zukunftswerkstatt Wildkorridore“, Potsdam, 11.3. 2009.

Status und Entwicklung der im Rahmen des WILD-Projektes erfassten Wildarten Feldhase, Rotfuchs, Dachs, Rebhuhn, Marderhund und Waschbär

GRIT GREISER

1. Einleitung

Jede Bewertung oder Gefährdungsanalyse von Tier- und Pflanzenpopulationen hängt von soliden Grundlagen über ihre Vorkommen und ihre Populationsdichten in unseren Landschaften ab. In Brandenburg wurde frühzeitig die Bedeutung eines langfristigen Monitoring erkannt. Im Rahmen der „Verordnung über die Erhebung jagdstatistischer Daten“ werden seit 1994 jährlich das Vorkommen und die Bestandsdaten vieler Wildtierarten über die Unteren Jagdbehörden bei den Jagdausübungsberechtigten abgefragt.

Seit 1997 fanden unter der Leitung von Dr. M. Ahrens (an der damaligen Landesforstanstalt Eberswalde/LFE) in Zusammenarbeit mit dem Landesjagdverband Brandenburg und der Obersten Jagdbehörde in ausgewählten Zählgebieten Feldhasenzählungen statt.

Das Projekt „Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands“ (WILD), im Jahr 2000 vom Deutschen Jagdschutzverband e. V. als ein dauerhafter Baustein der ökologischen Umweltbeobachtung eingerichtet, hat das Ziel **bundesweit einheitlich** Erfassungen von möglichst vielen Wildtierarten durchzuführen. Die in Brandenburg erfassten Daten fließen seit dem in das WILD-Projekt ein.

Die Datenerhebung beruht zum einen auf Wildtierzählungen mit standardisierten Methoden in ausgewählten Zählgebieten („Erfassung in Referenzgebieten“) und zum anderen auf Bestandseinschätzungen von Wildtieren in möglichst vielen Jagdbezirken Deutschlands („Flächendeckende Einschätzung“).

Darüber hinaus werden Faktoren untersucht, die Einfluss auf die Dichte der untersuchten Wildtierarten nehmen können. Hierzu zählen insbesondere die Art der Flächennutzungen bzw. ein Flächennutzungswandel, Prädatoren, Jagdstrecken sowie Klima- und Witterungsfaktoren. Anhand der im Rahmen

von WILD ermittelten umfangreichen Datenbasis sind Aussagen zu Populationsdichten und -entwicklungen der Wildtiere und deren Ursachen möglich.

Die Daten und Erkenntnisse können für jagdpolitische und naturschutzrelevante Entscheidungen eine wichtige Rolle spielen.

2. Konzeption

2.1 Organisation

Um den erfolgreichen Verlauf des Projektes zu sichern, ist eine effektive Koordination der Arbeiten notwendig. Hierfür sind drei sog. „WILD-Zentren“ (Tierärztliche Hochschule Hannover, Universität Trier, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde) hauptverantwortlich, welche vom Deutschen Jagdschutzverband e. V. neben der Koordination der Arbeiten in den Bundesländern mit der wissenschaftlichen Betreuung beauftragt sind. In den jeweiligen Bundesländern wird die Durchführung von WILD durch die „Länderbetreuer“ umgesetzt. Sie haben u. a. die Aufgabe, möglichst viele Vertreter der Jägerschaft dahingehend zu motivieren, langfristig am Projekt mitzuarbeiten. Die Länderbetreuer sind weiterhin für die fristgerechte Umsetzung der Erfassungen, die Dateneingabe und deren Kontrolle zuständig. In Brandenburg werden die Länderbetreuerarbeiten am LFE Eberswalde in enger Zusammenarbeit mit dem Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH, der Obersten Jagdbehörde und dem Landesjagdverband realisiert. Die Finanzierung erfolgt aus Mitteln der Jagdabgabe. Die örtlichen Jäger führen die Zählungen nach vorheriger Anleitung durch den Länderbetreuer ehrenamtlich und mit erheblichem Zeitaufwand in ihren Revieren durch und leisten damit den wichtigsten Beitrag im Projekt.

Für eine effektive und zielgerichtete Verwaltung und Dokumentation aller Daten, die im Rahmen von WILD erhoben werden, wurde ein spezielles Informationssystem aufgebaut, deren Kern eine auf „Access“ beruhende Datenbank bildet. Mit Geografischem Informationssystem (GIS) wird auf diese Information zugegriffen, um die Ergebnisse auch kartographisch darzustellen. Die Implementierung des Systems erfolgt über einen SQL-Server. Die darin definierten Er-

GRIT GREISER

Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH

Tel.: 03334 / 651 26

E-Mail: Greiser@waldkunde-eberswalde.de

fassungsmasken werden über eine Schnittstelle nach Access exportiert.

2.2 Artenauswahl und Methodenansatz

Im besonderen Focus des Projektes stehen die Niederwildarten Feldhase (*Lepus europaeus*) und Rebhuhn (*Perdix perdix*). Um den möglichen Prädatoreinfluss zu quantifizieren, werden seit 2003 in den Referenzgebieten neben diesen beiden Arten auch Daten zu Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Dachs (*Meles meles*), Nebel- und Rabenkrähe (*Corvus corone*) jährlich erhoben.

Neben den Erfassungen in den Referenzgebieten erfolgen in regelmäßigen Abständen die flächendeckenden Erhebungen weiterer Arten. Hierzu zählen Abfragen zum Vorkommen, zur Jagdstrecke, zum Krankheitsgeschehen aber auch Einschätzungen von Bestandsdichten usw. Die zu erfassenden Arten wechseln u. U. in Abhängigkeit der jagdpolitischen Brisanz und der Verfügbarkeit zuverlässiger Daten.

Qualitativ verwertbare Ergebnisse sind im Rahmen von Monitoringprogrammen nur dann zu erzielen, wenn die Datenerhebung repräsentativ und reproduzierbar durchgeführt wird. Im Rahmen von WILD wird dieser Anspruch insofern umgesetzt, als dass für die jeweilige Tierart die nach dem Kenntnisstand für großräumige und langfristige Untersuchungen am besten geeignete Methode ausgewählt wird.

Zusätzlich werden die Rahmenbedingungen (Zeitraum, Zeitpunkt, Witterung, Untersuchungsflächen) weitestgehend standardisiert. Außerdem findet eine Beurteilung bezüglich Erfassungs-Praktikabilität für die freiwilligen Mitarbeiter (leicht nachvollziehbar, mit vertretbarem finanziellen und personellen Aufwand) statt.

3. Status und Entwicklung der im Rahmen des WILD-Projektes erfassten Wildarten

3.1 Ausgewählte Ergebnisse der Erfassungen in den Referenzgebieten

3.1.1 Stand der Untersuchungsflächen

Unter einem sog. Referenzgebiet wird ein für die Wildtiererfassung dauerhaft (mindestens 10 Jahre) betreutes Untersuchungsgebiet verstanden, das ein oder mehrere Jagdbezirke umfassen kann (im Regelfall 500 ha und mehr) und eine regionaltypische Untereinheit von Naturräumen und Flächennutzungen darstellt.

Die Auswahl der bereits definierten Referenzgebiete orientierte sich an der Tatsache, dass im Rahmen von WILD der Schwerpunkt zunächst auf der Erfassung von Feldarten liegt. Das heißt, die jeweiligen Jagdbezirke müssen einen ausreichend großen Anteil an Offenland aufweisen, um die in den jeweiligen Richtlinien geforderten Kriterien umsetzen zu kön-

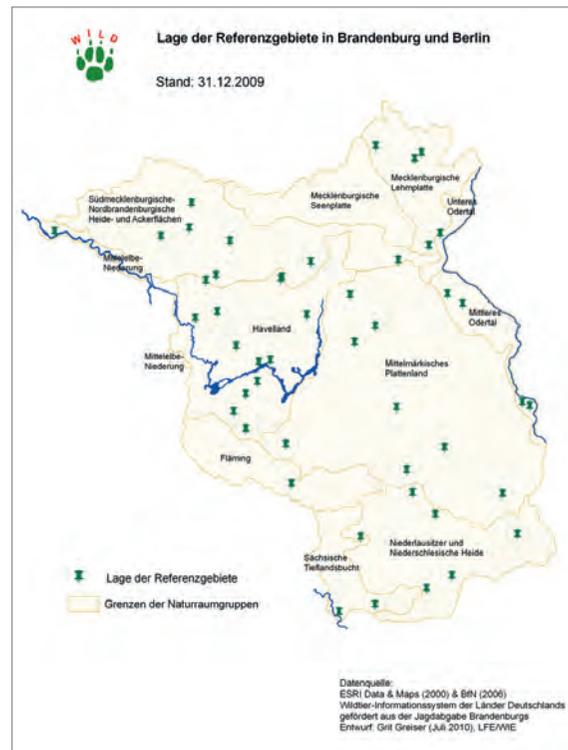


Abb. 1: Verteilung der Referenzgebiete in Brandenburg und Berlin in den Naturraumgruppen nach Meynen und Schmithüsen (1962)

nen. Werden künftig Arten mit anderen Lebensraumansprüchen betrachtet, sind dementsprechend für deren Erfassung geeignete Reviere zusätzlich notwendig.

In Brandenburg waren mit Stand Dezember 2009 43 Referenzgebiete eingerichtet. Dabei sind bis auf den Ausläufer der Mecklenburgischen Seenplatte im Norden Brandenburgs in allen Naturraumgruppen (nach MEYENEN und SCHMITHÜSEN 1962, SCHULTZE 1955) Referenzgebiete vertreten (Abb. 1).

3.1.2 Feldhasenbesätze in Brandenburg im Erfassungszeitraum von 1998 bis 2009

3.1.2.1 Methode der Scheinwerfertextation

Die Besatzermittlung des weitgehend nachtaktiven Feldhasen erfolgt mit der Methode der Scheinwerfertextation, bei der auf einer im Vorfeld festgelegten Fahrstrecke (mind. 10 km) in einseharen Offenlandbereichen nach Eintritt der Dunkelheit aus einem geländegängigen PKW alle im Scheinwerferlicht zu beobachtenden Hasen bis zu einer Entfernung von ca. 150 m gezählt werden. Hierbei handelt es sich um eine Methode, die bei vertretbarem Aufwand hinreichend genaue Ergebnisse liefert (DJV 2003). Die Zählung kann mit einfacher Ausstattung vom Jäger nach erfolgter Einweisung selbständig durchgeführt werden.

Aus zwei Zählungen im März/April wird der Frühjahrs- und aus den zweimaligen Erfassungen im Oktober bis Dezember der Herbstbesatz ermittelt. Aus der Anzahl gesehener Hasen (Mittelwert der Zählungen) und der abgeleuchteten Taxationsfläche ist der flächenbezogene Feldhasenbesatz errechenbar. Neben der Anzahl der Hasen werden auch andere beobachtete Wildtiere erfasst sowie die auf der Taxationsfläche vorhandenen Bodennutzungsformen aufgeschlüsselt. Für die Vergleichbarkeit der Daten im Laufe der Jahre ist es wichtig, stets dieselben Strecken abzufahren.

3.1.2.2 Ergebnisse der Feldhasen-Zählungen

Im Frühjahr 2009 schwankten die Hasendichten in den 32 erfassten Referenzgebieten zwischen 1,3 und 12,9 Hasen/100 ha und lagen im Mittel für Brandenburg bei **6,4 Hasen/100 ha** Taxationsfläche. Hinsichtlich der Vorkommen in den einzelnen Naturräumen (lt. MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962) hat sich gezeigt, dass sich das „Havelland“, die „Mecklenburgische Lehmplatte“ und das „Mittelmärkische Plattenland“ durch vergleichsweise gute Hasenbesätze auszeichnen. In den Referenzgebieten der „Sächsischen Tieflandsbucht“ und des „Unteren und Mittleren Odertals“ sind die Hasendichten gering. In früheren Jahren konnten im Bereich des Oderburchs noch regelmäßig gute Hasendichten ermittelt werden (AHRENS 2001). Bei der Betrachtung der Besatzentwicklung ist festzustellen, dass in den Jahren 2002 bis 2005 die Besatzdichten leicht zugenommen haben. Aufgrund von Besatzrückgängen in den Jahren 2006 und 2008 ist allerdings nunmehr das Ausgangsniveau erreicht. Über den gesamten Erfassungszeitraum sind die Hasenbesätze im Wesentlichen konstant geblieben. Die **Hasenpopulation** kann als stabil eingeschätzt werden, wobei sich die Dichten im Vergleich zu den westlichen Bundesländern auf einem **geringem Niveau** befinden.

Maßgeblich für die Entwicklung der Hasenbesätze sind die Zuwächse vom Frühjahr zum Herbst. Wäh-

rend in Nordrhein-Westfalen bzw. Niedersachsen in guten Jahren bis zu 50 % Nettozuwachs erreicht wird, liegt dieser in Brandenburg aufgrund des geringen Ausgangsniveaus regelmäßig unter 10 %. Es hat sich allerdings gezeigt, dass die Witterung einen deutlichen Einfluss auf die Zuwächse und damit auf die Entwicklung der Hasenpopulation haben kann. Insbesondere die Monate April und Mai scheinen für den Zuwachs eine große Rolle zu spielen (GRAUER et al. 2009).

Die Auswertung der Hasenzahlen auf den einzelnen vorhandenen landwirtschaftlichen Kulturen der Taxationsflächen hat die Bevorzugung von Wintergetreide und Grünland ergeben. Dabei muss berücksichtigt werden, dass sich die Daten auf den kurzen Zählzeitraum beziehen. Zudem waren diese Kulturarten in den Referenzgebieten mit ca. 40 bzw. 20 % Anteil die dominierenden Nutzungsformen. Gehle (2007) fand heraus, dass sich die Hasen in Gebieten mit hohem Grünlandanteilen gern auf diesen Flächen aufhalten. Ob diese Flächen gleichzeitig für die Nahrungsaufnahme von hoher Bedeutung für den Hasen sind, kann daraus aber nicht geschlussfolgert werden. Zur Bestimmung der Präferenz müsste daher der prozentuale Anteil der Pflanze im Magen und der Anteil der Pflanze auf der Untersuchungsfläche verglichen werden. Wie Untersuchungen zeigen, scheint der Rohfettgehalt als Energie- und Wasserquelle für den Hasen entscheidend zu sein (HACKLÄNDER et al. 2005).

3.1.3 Ergebnisse der Fuchs- und Dachserfassungen im Erfassungszeitraum von 2003 bis 2009

3.1.3.1 Methode der Geheckkartierung

Die Erfassung von Rotfuchs und Dachs erfolgt mit der Methode der Bau- und Geheckkartierung (DJV 2003). Dabei handelt es sich zwar um ein relativ zeitaufwendiges Verfahren, was aber in der Re-

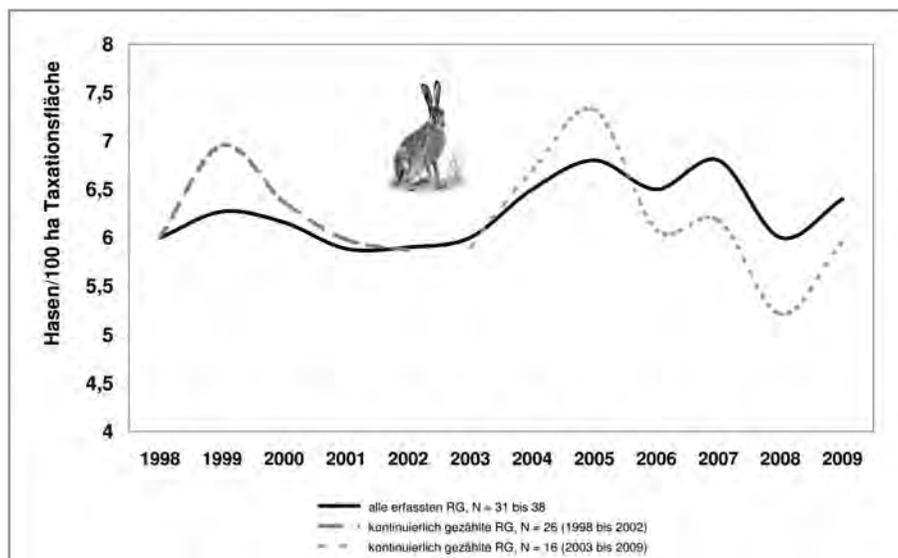


Abb. 2: Entwicklung des Feldhasenbesatzes in den Frühjahren 1998 bis 2009 in den Referenzgebieten Brandenburgs

gel genauere Ergebnisse als Hochrechnungen aus Jagdstrecken, Linientaxationen oder anderen bereits praktizierten Verfahren (BRIEDERMANN 1982, STIEBLING 1995, 1998) liefert. Hilfreich für die Feststellung der Gehecke ist das Führen eines jährlich aktualisierten Baukatasters. Anhand dieses Baukatasters erfolgt während der Phase der Jungenaufzucht eine separate Geheckkartierung in den Monaten April bis Juni. Zusätzlich empfiehlt sich der gelegentliche Antritt an den Wurfbauen, um die Anzahl der Welpen zu ermitteln.

Für die Berechnung der Besätze wird beim Fuchs ein Geschlechterverhältnis von 1,5:1 (Rüde:Fähe) angenommen (GORETZKI und PAUSTIAN 1982). Die Geheckzahl multipliziert mit dem Faktor 2,5 ergibt den Mindest-Frühjahrsbesatz (STUBBE 1989a, WANDELER und LÜPS 1993). Unter Berücksichtigung der im Rahmen von WILD erfassten Wurfgrößen wird im Mittel mit 4,5 Welpen/Geheck kalkuliert, um den potentiellen Sommerbesatz zu ermitteln (BARTEL et al. 2006).

Beim Dachs basiert die Ermittlung der Mindest-Populationsdichte auf einem Geschlechterverhältnis von 1:1. Die festgestellten Wurfbauere werden daher mit dem Faktor 2,0 multipliziert. Das Ergebnis (Anzahl der Elterntiere) wird zu der ermittelten Anzahl an Bauen addiert, die im Frühjahr von juvenilen Dachsen genutzt, aber keine Wurfbauere waren. Auf diese Weise wird der Mindest-Frühjahrsbesatz hergeleitet (STUBBE 1989b). Für die Berechnung der potentiellen Sommerbesätze wird abweichend zu bisherigen Literaturangaben (LÜPS und WANDELER 1993, NOACK und GORETZKI 1999) aufgrund der Ergebnisse im WILD eine durchschnittliche Welpenzahl von 3 Welpen/Wurf angenommen (BARTEL et al. 2006).

Bezugsfläche für die Besatzberechnung bei Fuchs und Dachs ist die jeweilige Jagdbezirksfläche.

Neben der Geheckkartierung erfolgt am Bau/Wurfbau die Aufnahme weiterer Faktoren, die zur besseren Charakterisierung der genutzten Unterschlüpf dienen sollen. Im Einzelnen werden die Lage des Baues, Bauart und Röhrenzahl erfasst.

Da die Strecken der Raubwildarten in die jährlichen Streckenmeldungen nur als Gesamtanzahl ohne weitere Differenzierung eingehen, erfolgt im Rahmen von WILD in den Referenzgebieten eine zusätzliche Abfrage zu Geschlecht, Alter, Erlegungsart und –ort aller im Jagdbezirk und im jeweiligen Jagdjahr erlegten Füchse.

3.1.3.2 Besatzdichten, Reproduktion und Populationsentwicklung

Die Fuchs- und Dachsbesätze variierten im Jahr 2009 wieder in den einzelnen Referenzgebieten und Naturraumgruppen Brandenburgs. Während konkret in den beteiligten Jagdbezirken der „Südmecklenburgisch-Nordbrandenburgischen Heide- und Ackerflächen“, „Niederlausitzer und Niederschlesischen Heide“ sowie des „Havellandes“ relativ hohe Fuchsdichten kartiert wurden, sind die Fuchsbesätze im Bereich der „Mecklenburgischen Lehmplatte“ gering.

Beim Dachs waren die Besätze in den Referenzgebieten des „Havellandes“ und der „Südmecklenbur-

gisch-Nordbrandenburgischen Heide- und Ackerflächen“ vergleichsweise hoch, dagegen gehen die Geheckdichten in den erfassten Jagdbezirken der „Sächsischen Tieflandsbucht“ und dem „Mittelmärkischen Plattenland“ gegen Null.

Ursache hierfür ist zum einen die naturräumliche Ausstattung (Waldverteilung, Nahrungsangebot, anstehendes Grundwasser), welche die Bauanlage limitiert. Andererseits hat die Bejagungsintensität in den Revieren einen Einfluss. Erstaunlich ist, dass gerade im Bereich des „Havellandes“, wo grundwassernahe Standorte vorherrschen, die Besatzdichten relativ hoch sind. Aufgrund des sehr guten Nahrungsangebotes in der Region scheinen sich Fuchs und Dachs bei Vorhandensein geeigneter Strukturelemente lokal vermehrt anzusiedeln. Gleichzeitig sind Fuchs und Dachs in der Lage, weite Strecken zur Nahrungsaufnahme zurückzulegen (LÜPS und WANDELER 1993, WANDELER und LÜPS 1993).

In den einzelnen Jagdbezirken reichte die Spanne der Dichten beim Fuchs von 0 bis 1,3 Gehecken/100 ha und beim Dachs von 0 bis 0,7 Würfen/100 ha. Die **mittleren Geheckdichten** lagen bei **0,37 Fuchsgehecken/100 ha** bzw. **0,14 Dachswürfen/100 ha**.

Unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Berechnungsgrundlage ergibt sich daraus ein Mindest-Frühjahrsbesatz von aktuell 0,9 Füchsen/100 ha bzw. 0,3 Dachsen/100 ha.

Bei Einrechnung der Welpenzahl entspricht das einem potentiellen Sommerbesatz von 2,4 Füchsen bzw. 0,7 Dachsen auf 100 ha Jagdbezirksfläche. In der Zeit der Jungenaufzucht kann demzufolge ein hoher Druck auf Beutetiere entstehen.

Da es naturgemäß eine Dunkelziffer an übersehenen Wurfbauen und Gehecken im Revier gibt, stellt der ermittelte Besatz sowohl beim Fuchs als auch beim Dachs nur den Mindestbesatz dar. Es ist davon auszugehen, dass 15 bis 26 % der Fuchswurfbauere nicht registriert werden können (STIEBLING und SCHNEIDER 1999). In stark strukturierten, kupierten und walddreichen Landschaftsteilen dürfte der Anteil übersehener Wurfbauere sogar noch höher liegen. In diesem Zusammenhang soll darauf hingewiesen werden, dass die Erhebung absoluter Zahlen für größere Räume eines der größten Probleme der Populationsökologie sind. Dieser Fakt gilt auch für WILD, allerdings garantieren die bundesweit einheitlichen, standardisierten Verfahren, dass über Raum und Zeit vergleichbare Daten erhoben werden, die eine zuverlässige Aussage über die jeweiligen (Mindest)-Populationsdichten und ihre Entwicklungen zulassen.

Die im Rahmen von WILD erhobenen Fuchs- und Dachsdaten können nicht auf das gesamte Land Brandenburg bzw. die Bundesdaten nicht auf Deutschland projiziert werden, da die Flächen aufgrund der oben beschriebenen gesetzten Auswahlkriterien derzeit noch nicht ausreichend repräsentativ sind.

Die Geheckdichten sind in den Referenzgebieten geringer als im landesweiten Durchschnitt, was Ergebnisse aus den Bundesländern bestätigen, in denen flächendeckend Fuchs- und Dachshecke bei den Jagdausübungsberechtigten abgefragt werden (GREISER et al. 2010 in Druck, STRAUSS 2010).

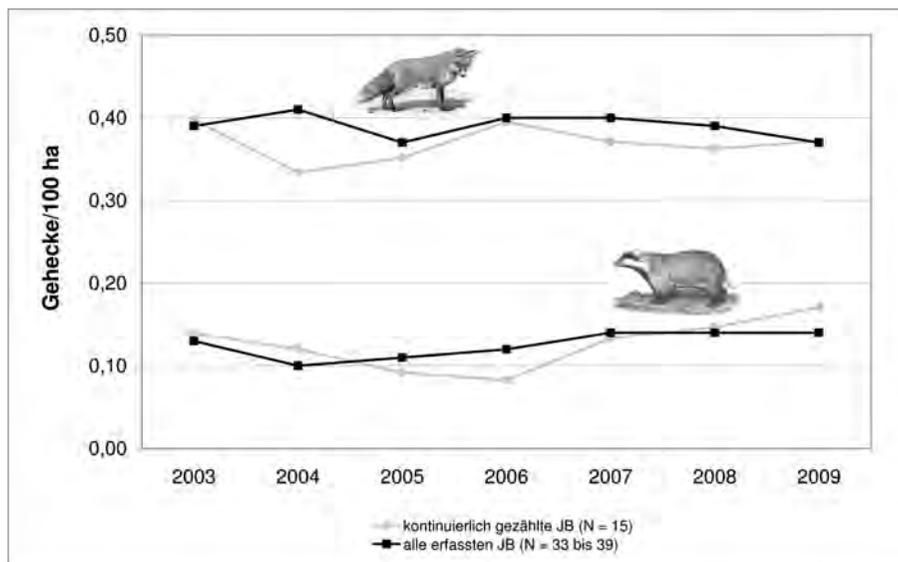


Abb. 3: Entwicklung der mittleren Fuchs- und Dachsgeheckdichten der beteiligten Jagdbezirke Brandenburgs von 2003 bis 2009

Dafür gibt es mehrere Gründe: Zum einen nutzen Fuchs und vor allem der Dachs bevorzugt Wald und waldartige Gebiete für ihre Wurfbaue (BARTEL et al. 2007, WALLISER und ROTH 1997), welche in den erfassten Jagdbezirken unterrepräsentiert sind. Zum anderen erfolgt in den Referenzgebieten eine intensive Raubwildbejagung, so dass die Besatzdichten gezielt niedrig gehalten werden. So wurden im Jagdjahr 2007/08 in den beteiligten Jagdbezirken Brandenburgs im Mittel 2,1 Füchse/100 ha bzw. 0,1 Dachse/100 ha erlegt. Auf Landesebene waren es hingegen 1,6 Füchse/100 ha bzw. 0,1 Dachse/100 ha. Während beim Fuchs damit der Zuwachs in den Referenzgebieten, der im Jahr 2007 bei 1,9 Welpen/100 ha (errechnet aus Wurfgröße und Geheckdichte $[4,7 \cdot 0,4]$) lag, abgeschöpft wurde, ist dies beim Dachs nicht zu beobachten (Zuwachs 2007: 0,5 Welpen/100 ha). Die Bejagung des Dachs erfolgt eher zurückhaltend, ein großer Anteil der Strecke bildet zudem Fall- und Unfallwild (40-50 %). Obwohl die Strecke regelmäßig unter dem Zuwachs blieb, ist die Populationsdichte des Dachs nicht angestiegen, was auf eine unbekannte Mortalitätsrate hinweist.

Über den gesamten Erfassungszeitraum sind die Besatzdichten von Fuchs und Dachs im Wesentlichen konstant geblieben (Abb. 3). Aktuelle Staupe- und Räudeerkrankungen, welche vor allem im Nordosten Brandenburgs vorkommen, haben sich auf die Besatzdichten in den Referenzgebieten bisher nicht ausgewirkt.

Neben der Geheckdichte ist die Welpenzahl die entscheidende Größe für die Reproduktion. Für den Zeitraum von 2003 bis 2009 sind insgesamt 347 Wurfzählungen für den Fuchs aus 39 Jagdbezirken und 76 Wurfzählungen für den Dachs aus 22 Jagdbezirken auswertbar. Über die sechs Jahre beträgt die mittlere Wurfgröße 4,6 Fuchs-Welpen/Geheck bzw. 3,1 Dachswelpen/Wurf, in den einzelnen Jahren traten Schwankungen auf. Beim Dachs ist die Wurfgröße damit -wie unter 3.3.1 beschrieben- größer als bisher angenommen.

3.1.3.3 Erfassungen zur Wurfbaueanlage

Im Zuge der Bau- und Geheckkartierung wurden – wie bereits erwähnt – Parameter zur Art des Baues und dessen Lage erfasst. Wegen der größeren Stichprobenmenge und damit besseren Aussagekraft erfolgte die Auswertung für alle Daten Deutschlands aus dem Jahr 2006, wobei insgesamt 813 Rotfuchs-Wurfbaue und 375 Dachs-Wurfbaue in die Auswertungen eingingen. Beim überwiegenden Teil dieser Baue (83 % beim Fuchs und 92 % beim Dachs) handelt es sich um Naturbaue. Der Fuchs nutzte in 7 % der Fälle Kunstbaue und nur 4 % sonstige Orte (Durchlass, Scheune und dgl.) als Wurfbau. Beim Dachs war der Anteil genutzter Kunstbaue mit unter 2 % sehr gering. In die weiteren Analysen wurden nur Natur- und sonstige Wurfbaue einbezogen, sofern gleichzeitig Informationen zur Lage der Baue und den Anteilen der Nutzungsformen (Wald, Offenland, Gewässer, befriedete Bereiche) innerhalb der betroffenen Jagdbezirke vorlagen. Das berücksichtigte Datenmaterial stammte aus 220 Jagdbezirken für den Fuchs bzw. aus 145 Jagdbezirken für den Dachs und umfasst beim Fuchs 610 und beim Dachs 297 Wurfbaue.

Beim **Fuchs** wurden 38 % der Wurfbaue in Wäldern gefunden. Bezogen auf das Bewaldungsprozent in den beteiligten Jagdbezirken (13 %) ist dieser Anteil recht hoch (Abb. 5). Es werden aber im Offenlandbereich auch andere Deckung bietende Strukturen für die Baueanlage gewählt. So befand sich ein Viertel aller Wurfbaue in Hecken, Feldgehölzen und Feldholzstreifen. Ein weiterer Teil der Baue wurde in Randstreifen und Böschungen bestätigt. Nur wenige Wurfbaue lagen direkt im Offenland.

Beim **Dachs** beläuft sich der Anteil der Wurfbaue, die im Wald gefunden wurden, auf 57 %. Bei der Betrachtung des Waldanteils in den beteiligten JB, welcher bei 16 % liegt, ist eine deutliche Bevorzugung des Waldes bei der Geheckbaueanlage zu erkennen (Abb. 4).

Die Wurfbaue außerhalb des Waldes lagen überwiegend in deckungsreichen, waldähnlichen Strukturen

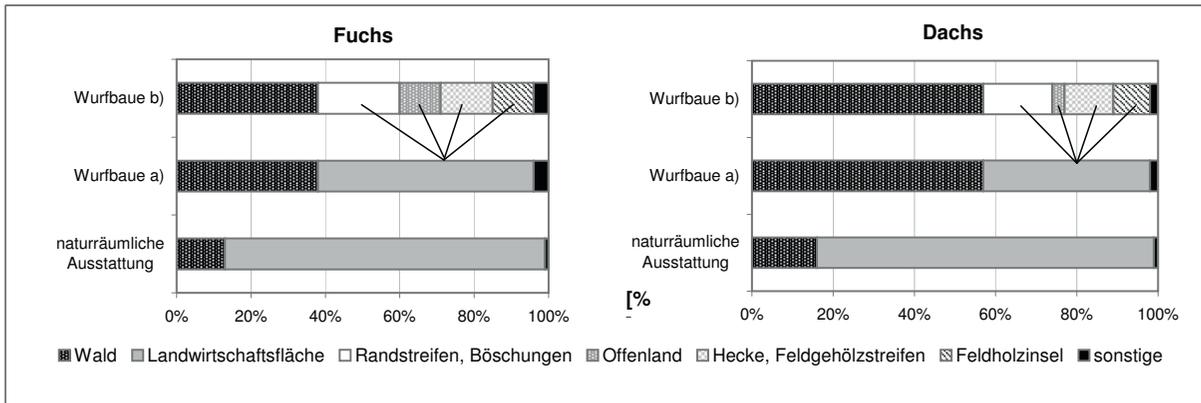


Abb. 4: Gegenüberstellung der naturräumlichen Ausstattung der beteiligten JB (N=220/145) und der Wurfbaulage (N=610/297) bei Fuchs und Dachs. Die oberste Säule (Wurfbau b) zeigt zusätzlich die Lage der Wurfbau in den agrarwirtschaftlich geprägten Flächen aufgegliedert nach Randstreifen, Offenland, Hecken und Feldholzinseln.

wie Randstreifen und Böschungen (17 %), Hecken und Feldgehölzstreifen (12 %) bzw. Feldholzinseln (9 %). Vor allem beim Dachs zeigt sich, dass sich ein Fehlen geeigneter Habitats limitierend auf die Anlage der Wurfbau auswirken kann (DONCASTER 2001, ROSALINO et al. 2005, DELAHAY et al. 2007). Dies könnte auch der Grund für die geringeren Populationsdichten im NW-Tiefland sein, wo geringe Bewaldungsprozente und teilweise hohe Grundwasserstände vorherrschen.

3.2 Ausgewählte Ergebnisse der flächendeckenden Einschätzungen

3.2.1 Organisation der Erfassung

Neben der Erfassung der verschiedenen Wildarten in den Referenzgebieten beinhaltet das Projekt WILD die regelmäßigen flächendeckenden Erhebungen von Wildvorkommen und Besatzdichten auf Landes- und Bundesebene.

Nach 2006 fand im Jahr 2009 zum zweiten Mal eine bundesweite Datenerhebung statt, bei der versucht wurde, die Fragebögen an möglichst viele Jagdbezirksinhaber zu verteilen. Bestandteil der verwendeten Formblätter sind Fragen zu den Grunddaten des Jagdbezirkes wie Name, Gemeindezuordnung, Landkreis und Jagdbezirksflächen. Fragen zum Vorkommen, zur Strecke und zum Besatz ausgewählter Wildarten sollen Aussagen zur aktuellen Verbreitung dieser Arten liefern. Neben Abfragen zum Rebhuhn, Kaninchen, Marderhund und Waschbär (obligate Arten) bildeten im Jahr 2009 Wasservögel den Schwerpunkt der Erhebungen (Graugans, Höckerschwan, Graureiher, Nil-, Kanada-, Rost-, Nonnengans).

In Brandenburg wurden die Erfassungen folgendermaßen umgesetzt: Aufgrund der bestehenden „Verordnung über die Erhebung jagdstatistischer Daten“ werden Strecken- und Bestandsdaten jährlich von den Unteren Jagdbehörden bei den Jagdbezirksinhabern abgefragt. Diese Daten konnten durch Export aus der Datenbank „Condition“ und Import in

die „WILD-Datenbank“ genutzt werden. Weiterhin wurde dankenswerterweise durch die Unteren Jagdbehörden ein Ergänzungsformular an die Revierinhaber verteilt, in dem Fragen enthalten waren, die in der brandenburgischen Statistik nicht erhoben werden (unter anderem das Vorkommen o. g. Gänsearten). Diese Bögen wurden der Länderbetreuerin zugeschickt und von dieser in die „WILD-Datenbank“ übertragen.

3.2.2 Rebhuhnbesätze in Brandenburg im Jagdjahr 2008/09

Die Jagdbezirksinhaber schätzen im Rahmen der „Erhebung jagdstatistischer Daten Brandenburgs“ jährlich die Anzahl der Rebhuhnpaare ein. Im Jahr 2009 beziehen sich die Angaben auf 2.840 Jagdbezirke mit einer Offenlandfläche von 1.094.821 ha.

Das Rebhuhn kommt in allen Landkreisen vor. Verbreitungsschwerpunkte des Rebhuhns bilden der Nordwesten Brandenburgs mit den Landkreisen Prignitz und Ostprignitz-Ruppin sowie der Südosten mit den Landkreisen Oder-Spree, Spree-Neiße, Oberspreewald-Lausitz und Cottbus (Abb. 5). Größere Vorkommenslücken finden sich in den Landkreisen Barnim, Dahme-Spreewald und Elbe-Elster.

Konkret konnte in 76 % der Jagdbezirke kein Rebhuhn vorkommen festgestellt werden. Insgesamt wurden von den brandenburgischen Jägern 2.519 Rebhuhnpaare gemeldet, das entspricht einem Besatz von 0,2 Paaren/100 ha Offenland. Gegenüber der letzten Auswertung im Jahr 2006 ist die Paarzahl erfreulicherweise angestiegen, allerdings der Anteil der Reviere ohne Rebhuhn vorkommen ist in etwa so geblieben. Der Rebhuhnbesatz scheint sich demnach in den bestehenden Vorkommensgebieten etwas stabilisiert zu haben.

Insgesamt sind die Rebhuhnbesätze als sehr gering zu bezeichnen, wenngleich die vorliegenden Daten über den Einschätzungen von Ornithologen liegen, welche den Brutbestand mit 1.000 bis 2.000 Paaren angeben (ABBO 2001, RYSLAVY und MÄDLÖW 2008). Die Darstellung in der Abb. 5 beruht auf die Gemein-

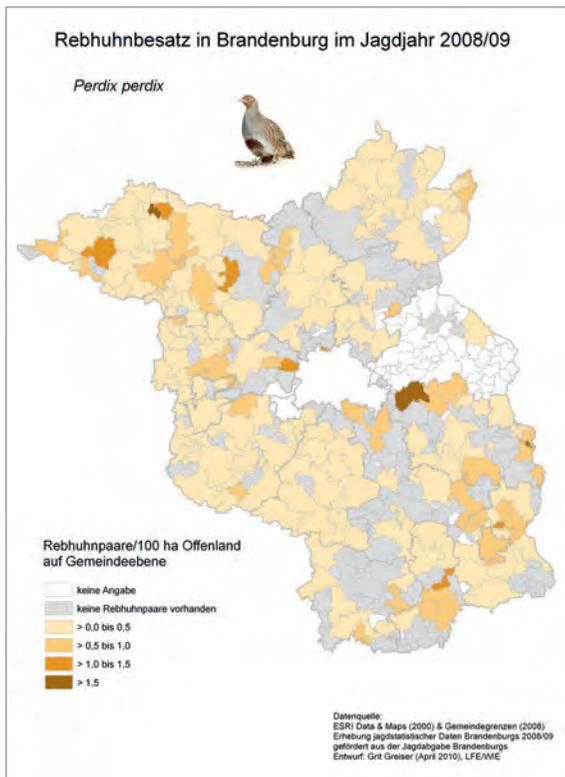


Abb. 5: Aktuelle Rebhuhnverbreitung im Land Brandenburg

de (Gemeindestruktur Stand 31.12.2008) als kleinste derzeit darstellbare Einheit. Für die Berechnung werden alle vorhandenen Jagdbezirksdaten einer Gemeinde zusammengefasst, wobei die Größe des Gemeindegebietes und damit die Anzahl der enthaltenen Jagdbezirke sehr stark variieren (zwischen 1 und 60 Jagdbezirke). Aufgrund der teilweise sehr großen Gemeinden können lokale Verbreitungslücken in der Karte nicht mehr abgebildet werden. In 55 % der Gemeinden war ein Rebhuhnvorkommen vorhanden. Dabei lag der Besatz in 74 % der Gemeinden unter einem Paar/200 ha Offenland und in lediglich 6 % der Gemeinden mit Rebhuhnvorkommen war der Besatz >1 Paar/100 ha Offenland.

3.2.3 Marderhundverbreitung in Brandenburg im Jagdjahr 2008/09

Das Vorkommen des Marderhundes sowie die Strecke werden jährlich von den Unteren Jagdbehörden abgefragt. Auf dem WILD-Ergänzungsformular wurde zusätzlich die Art des Nachweises erfragt, wobei eine Unterscheidung zwischen „Sichtbeobachtung/Pirschzeichen“, „Erlegung“ und „Fallwild“ erfolgte. In die Auswertungen im Jahr 2009 flossen die Daten aus 2.840 Jagdbezirken mit einer Jagdbezirksfläche von 2.224.364 ha ein, das entspricht 82 % der Jagdfläche Brandenburgs (MLUV 2008).

In 84 % der erfassten Jagdbezirke wurde ein Marderhundvorkommen bestätigt. Lediglich in 7 % der Jagdbezirke war der Marderhund im Jagdjahr 2008/09

noch nicht vorhanden. Für 9 % der Jagdbezirke erfolgten diesbezüglich keine Angaben.

Beim Vergleich der aktuellen Erhebung mit der aus dem Jahr 2006 ist festzustellen, dass sich der Marderhund in Brandenburg innerhalb der drei Jahre deutlich ausgebreitet hat. Während im Jahr 2006 der Marderhund noch in 30 % der erhobenen Jagdbezirke (2.759) fehlte, scheint er nun fast flächendeckend vorzukommen. In den Landkreisen Barnim, Dahme-Spreewald, Havelland, Märkisch-Oderland, Ostprignitz-Ruppin, Prignitz und der Uckermark ist der Marderhund in über 90 % der erfassten Jagdbezirke vertreten. Verbreitungslücken gibt es lediglich in den Landkreisen Elbe-Elster, Oberspreewald-Lausitz, Potsdam-Mittelmark und Teltow-Fläming. Hier kam in 13 bis 16 % der erfassten Jagdbezirke der Marderhund nicht vor. Die Ausbreitung wird sich in Zukunft weiter aus Richtung Nordosten nach Südwesten fortsetzen, wobei diese Entwicklung in den Landkreisen Spree-Neiße und Teltow-Fläming sehr langsam zu gehen scheint, da sich in diesen Landkreisen an der Verbreitungssituation gegenüber 2006 kaum etwas verändert hat. Offensichtlich sind hier die Lebensraumbedingungen für den Marderhund nicht optimal. Eine aktuelle Studie in der Niederlausitz bestätigt die Bevorzugung deckungsreicher Habitats wie Wald-Feldkanten, Hecken und kleine Wälder, aber auch die bekannte Vorliebe für gewässernahe Lebensräume (SUTOR 2009).

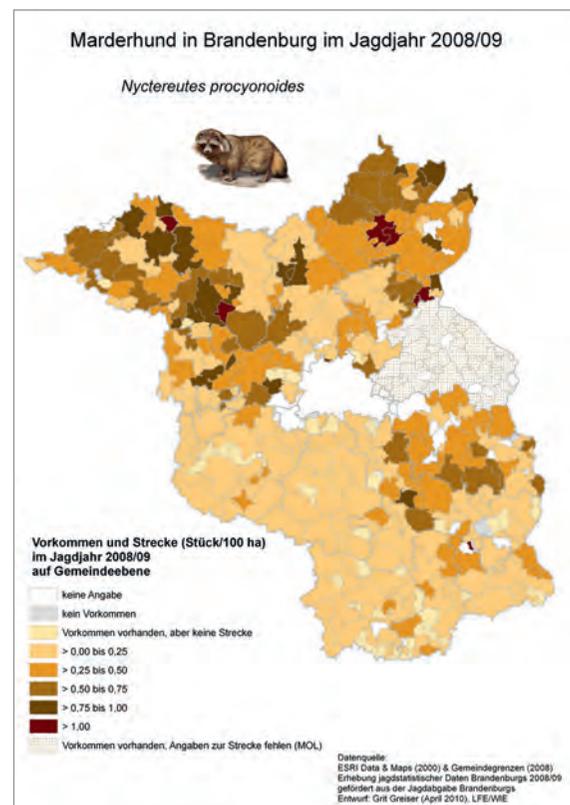


Abb. 6: Aktuelles Marderhundvorkommen und Streckendichte im Land Brandenburg

In 66 % der beteiligten Jagdbezirke konnte der Marderhund durch Sichtbeobachtungen bzw. Pirschzeichen bestätigt werden. In 49 % der Jagdbezirke bildeten Marderhunderlegungen den Nachweis und in 8 % der Jagdbezirke waren Fall- bzw. Unfallwild Zeugnis dafür, dass er vorkommt.

In den erhobenen Jagdbezirken lag die Strecke insgesamt bei 6.380 Marderhunden, wobei aus dem Landkreis Märkisch-Oderland keine Angaben zur Strecke vorlagen. Das entspricht einer mittleren Strecke von 0,3 Marderhunden/100 ha Jagdbezirksfläche.

Die Schwerpunkte des Marderhundvorkommens sind im Norden und Osten Brandenburgs zu finden. Hier wurden im Jagdjahr 2008/09 die größten Strecken realisiert. Diese lagen in den Landkreisen Ostprignitz-Ruppin, Prignitz und Uckermark zwischen 0,5 und 0,6 Marderhunden/100 ha Jagdbezirksfläche. Es ist davon auszugehen, dass im Landkreis Märkisch-Oderland ebenfalls eine vergleichsweise hohe Marderhundstrecke erzielt wurde. Beim Blick auf die Streckenentwicklung in Brandenburg in den letzten Jahren ist festzustellen, dass die Marderhundstrecke seit Mitte der 1990er Jahren enorm angestiegen ist, jedoch seit dem Jagdjahr 2005/06 sich auf hohem Niveau scheinbar stabilisiert. Die anfänglich sehr hohen Strecken in der Uckermark werden nicht mehr realisiert, was vermutlich auf die von Mecklenburg-Vorpommern ausbreitenden Staupe- und Räudeerkrankungen zurückzuführen ist. Die Strecke verteilt sich mittlerweile zunehmend auf alle anderen Landkreise, so dass von einem Rückgang des Marderhundes nicht gesprochen werden kann.

3.2.4 Waschbärenverbreitung in Brandenburg im Jagdjahr 2008/09

Genau wie beim Marderhund werden das Vorkommen des Waschbären und die Strecken durch die Unteren Jagdbehörden jährlich bei den Revierinhabern abgefragt. Ergänzend dazu erfolgte im WILD-Zusatzbogen die Abfrage nach der Art des Nachweises („Sichtbeobachtung/Pirschzeichen“, „Erlegung“, „Fall-/Unfallwild“).

Der Waschbär kam im Jagdjahr 2008/09 in 66 % der erfassten Jagdbezirke vor, in 19 % der Jagdbezirke konnte er nicht bestätigt werden. Für 15 % der Jagdbezirke gab es keine Angaben zum Waschbärenvorkommen.

Beim Vergleich mit den Daten aus 2006 ist auch beim Waschbär eine deutliche Ausbreitung in Brandenburg festzustellen. So fehlte der Waschbär im Jahr 2006 noch in 54 % der rund 2.800 erfassten Jagdbezirke. In den einzelnen Landkreisen ist der Waschbär sehr unterschiedlich vertreten. Die Verbreitungsschwerpunkte bilden die Landkreise Oberhavel, Ostprignitz-Ruppin, Prignitz und Märkisch-Oderland mit über 90 % Vorkommen in den beteiligten Jagdbezirken. Größere Verbreitungslücken sind aktuell nur noch in den Landkreisen Spree-Neiße, Potsdam-Mittelmark und Oberspreewald-Lausitz zu verzeichnen. Hier liegt der Anteil der Jagdbezirke mit Waschbärenvorkommen unter 50 %.

In 55 % der Jagdbezirke wurde das Waschbärenvor-

kommen durch Sichtbeobachtungen bzw. Pirschzeichen bestätigt. In 38 % der Jagdbezirke gab es einen Waschbärennachweis aufgrund von Erlegungen und in 8 % der Jagdbezirke war Fall- bzw. Unfallwild vorhanden.

In den ausgewerteten Jagdbezirken belief sich die Strecke auf insgesamt rund 7.100 Waschbären, wobei wiederum aus dem Landkreis Märkisch-Oderland keine Angaben zur Strecke vorlagen. Die mittlere Strecke beträgt für das Jagdjahr 2008/09 somit 0,3 Waschbären/100 ha.

Die größten Strecken wurden im Landkreis Ostprignitz-Ruppin erzielt (> 1 Waschbär/100 ha). Ebenfalls hohe Strecken finden sich im Barnim, im Havelland und in Oberhavel mit Strecken zwischen 0,5 und 0,7 Waschbären/100 ha Jagdbezirksfläche.

Beim Blick auf die Streckenentwicklung in Brandenburg in den letzten Jahren ist festzustellen, dass die Waschbärenstrecke wie beim Marderhund beginnend in den 1990er Jahren stark angestiegen ist und scheinbar auch weiter rasant wächst (MIL 2010). Im Jagdjahr 2008/09 war die Landesstrecke mit 10.580 Stücken erstmals höher als beim Marderhund. Es ist davon auszugehen, dass neben der Besiedlung neuer Lebensräume die Besatzdichten in bereits bestehenden Verbreitungsgebieten weiter angestiegen sind. Gegenwärtig wird in Brandenburg auch die Besiedlung von Niederungen, Agrarlandschaften und Kiefernforsten beobachtet, die bisher nicht als Waschbärenhabitat galten (GORETZKI et al. 2009).

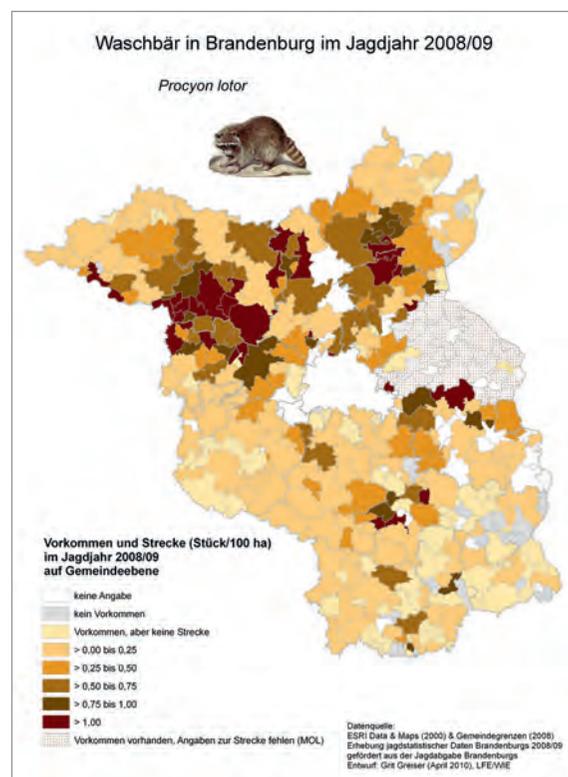


Abb. 7: Aktuelles Waschbärenvorkommen und Streckendichte im Land Brandenburg

4. Zusammenfassung und Diskussion

Mit dem Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) wurde durch den Deutschen Jagdschutz-Verband und seine Landesjagdverbände erstmals ein bundesweites Monitoring-Programm zur großflächigen Populationserfassung installiert und finanziert. Die Datenerhebung basiert zum einen auf detaillierten Wildtierzählungen in ausgewählten Referenzgebieten, auf Bestandseinschätzungen in möglichst vielen Jagdbezirken sowie auf Erhebungen und Analysen der Umweltfaktoren und Jagdstrecken. Die Basis des Projektes bilden die Jäger, welche die Erhebungen vor Ort freiwillig und ehrenamtlich durchführen. Die Koordination, Datenverarbeitung und Auswertung erfolgt auf Ebene der Bundesländer über die Länderbetreuer und auf Bundesebene über drei WILD-Zentren.

Der Feldhase wird seit über 10 Jahren im Rahmen von Scheinwerferzählungen im Frühjahr und Herbst in Brandenburg erfasst. Über den gesamten Zeitraum waren die Hasenbesätze stabil. Von 1998 bis 2009 erhöhte sich die durchschnittliche Frühjahrsdichte in geringem Maße von 6,0 auf 6,4 Hasen/100 ha. Es hat sich gezeigt, dass die Witterung einen deutlichen Einfluss auf die Zuwächse und damit auf die Entwicklung der Population haben kann. Die warmen und trockenen Frühjahre scheinen sich positiv auf die Zuwächse auszuwirken. Die sonst sehr hohen Verluste bei den ersten Sätzen im Jahresverlauf (AHRENS 1996, NÖSEL und AHRENS 1996) scheinen deutlich geringer auszufallen. Andererseits ist aber aufgrund der bestehenden Flächennutzungsverhältnisse mit keiner positiven Trendwende des Hasenbesatzes zu rechnen.

Die Geheckdichten von Fuchs und Dachs sind seit Erfassungsbeginn im Jahr 2003 nahezu konstant geblieben. Die Frühjahrsbesätze liegen im Mittel bei rund 1 Altfuchs/100 ha bzw. 0,3 Altdachsen/100 ha. Zwischen den Naturräumen/Naturraumgruppen sind zum Teil deutliche Unterschiede der Besatzdichten zu erkennen. Ursache hierfür ist zum einen die natürliche Ausstattung der Regionen (Waldverteilung, Nahrungsangebot, anstehendes Grundwasser), welche die Vorkommen limitieren. Die Erhebungen zur Wurfbauanlage haben diesbezüglich ergeben, dass Wald und waldartige Strukturen von Fuchs und Dachs bevorzugt zur Wurfbauanlage genutzt werden. Andererseits hat die intensive Bejagung in den Referenzgebieten Einfluss auf die Raubwildsdichten. Die Fuchs- und Dachsstrecken sind insgesamt deutlich höher als im landesweiten Vergleich. Das Bemühen um die Erhaltung ihrer Niederwildbesätze ist in den RG scheinbar besonders stark.

Die Fuchs- und Dachsdichten sind im Vergleich zu den Landesdaten in den Referenzgebieten deutlich geringer. Die intensiven Bemühungen der örtlichen Jäger führen dazu, dass die Besätze von Rebhuhn und Hase im Vergleich dazu deutlich höher sind. Für die Einschätzung der Fuchs- und Dachsbesätze auf Länder- bzw. Bundesebene sind die Daten aus den WILD-Erhebungen vermutlich nicht repräsentativ genug, weil bei der Wahl der Zählgebiete die Durchfüh-

rung der Hasen- und Rebhuhnerfassung im Vordergrund stand.

Die im Rahmen des Projektes WILD durchgeführten flächendeckenden Einschätzungen bilden in Verbindung mit den Streckenentwicklungen einen wichtigen Grundstein für die Beurteilung der Besatzsituation, des Verbreitungspotenzials und den Verbreitungsschwerpunkten einer Wildart.

Beim Rebhuhn konnte festgestellt werden, dass der Anteil von Jagdbezirken ohne Rebhuhnvorkommen unverändert hoch ist (76 %). In den Gebieten mit Rebhuhnvorkommen scheint sich der Besatz aktuell etwas stabilisiert zu haben, denn es wurden 25 % mehr Rebhuhnpaare bestätigt als 2006. Dies ist sicherlich auf die intensiven Hegebemühungen und auf Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung durch die örtlichen Jäger zurückzuführen. Insgesamt sind die Besatzdichten allerdings nach wie vor auf sehr geringem Niveau.

Stark in Ausbreitung in Brandenburg und deutschlandweit (DJV 2010) befinden sich Marderhund und Waschbär. Gegenüber der letzten Erfassung im Jahr 2006 wurden deutlich mehr Gebiete besiedelt. Beim Waschbär ist zudem von einer steten Besatzzunahme in den Verbreitungsgebieten auszugehen, da die Streckenzahlen in den letzten Jahren rasant angestiegen sind. Der Marderhundbesatz ist vermutlich aufgrund von Räude- und Staupeerkrankungen im Nordosten Brandenburgs etwas gesunken, allerdings befinden sich die Streckenzahlen aufgrund der Besiedlung weiterer Lebensräume in Brandenburg auf sehr hohem Niveau.

Literatur:

- ABBO (2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text, Rangsdorf.
- AHRENS, M. (1996): Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Besatzentwicklung bei Feldhasen in verschiedenen Gebieten Sachsen-Anhalts. Beitr. Jagd- u. Wildforschung, Bd. 21: 229-235.
- AHRENS, M. (2001): Langohr leicht im Plus. Unsere Jagd 10/97: 24-27.
- BAKER, P., HARRIS, S., ROBERTSON, C. P. J., SAIMERS, G., WHITE, P. C. L. (2004): Is it possible to monitor mammal population changes from counts or road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. Mamm. Rev. 34 (1): 115-130.
- BARTEL, M., GRAUER, A., GREISER, G., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUSS, E., WENZELIDES, L., WINTER, A. (2006): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-2005). Jahresbericht 2005. Deutscher Jagdschutz-Verband e. V. (Hrsg.) Bonn.

- BARTEL, M., GRAUER, A., GREISER, G., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUSS, E., WENZELIDES, L., WINTER, A. (2007): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-2006). Jahresbericht 2006. Deutscher Jagdschutz-Verband e. V. (Hrsg.) Bonn.
- BRIEDERMANN, L. (1982): Der Wildbestand – die große Unbekannte. Methoden der Wildbestandsermittlung. DLV, Berlin.
- DELAHAY, R. J., WARD A. I., WALKER, N., LONG, B. & CHEESEMAN, C. L. (2007): Distribution of badger latrines in a high-density population: habitat selection and implications for the transmission of bovine tuberculosis to cattle. *J. Zool.* 272: 311-320.
- DJV (2003): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD). Projekthandbuch. Deutscher Jagdschutzverband e. V. (Hrsg.). Bonn.
- DJV (2010): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Ergebnisse 2009. Deutscher Jagdschutzverband e. V. (Hrsg.). Bonn.
- DONCASTER, C. P. (2001): What determines territory configurations of badger? *Oikos* 93: 497-498.
- GEHLE, T. (2007): Acker oder Wiese – wo fühlen sich Hasen wohler? *Rheinisch-Westfälischer Jäger* 4/2007: 12-13.
- GORETZKI, J., PAUSTIAN, K.-H. (1982): Untersuchungen zur Biologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), als Grundlage für die Bewirtschaftung von Fuchspopulationen. Diss., Eberswalde-Finow.
- GORETZKI, J., SPARING, H., SUTOR, A. (2009): Die Entwicklung der Jagdstrecken von Waschbär, Marderhund und Nordamerikanischem Nerz in Deutschland. In: Stubbe, M., Böhning, V. (Hrsg.): Neubürger und Heimkehrer in der Wildtierfauna. Halle/Saale und Damm.
- GRAUER, A. GREISER, G., HEYEN, B., KLEIN, R., MUCHIN, A., H. STRAUSS, E., WENZELIDES, L., WINTER, A. (2009): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-M 2008), Jahresbericht 2008. Deutscher Jagdschutzverband e. V. (Hrsg.) Bonn.
- GREISER, G., KEULING, O., NÖSEL, H., WENZELIDES, L., KLEIN, R., BARTEL-STEINBACH, M., STRAUSS, E., WINTER, A. (2010): Fuchs- und Dachserhebungen im Rahmen des „Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands“ (WILD): Artenschutzreport 26: 7-11. (in Druck)
- HACKLÄNDER, K.; REICHLIN, T.; KLANSEK, E.; TATARUCH, F. (2005): Der Speiseplan des Feldhasen: Sättigungsbeilagen und Leckerbissen. *Wild und Hund* 2/2005. 44-47.
- LÜPS, P., WANDELER, A. (1993): Dachs. In: Stubbe, M. & Krapp, F.: *Handbuch der Säugetiere Europas*, Bd. 5: Raubsäuger (Teil II). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H., SCHULTZE, J. H. (1962): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- MIL (2010): Jagdbericht des Landes Brandenburg Jagdjahr 2008/09. Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Frankfurt/Oder.
- MLUV (2008): Jagdbericht des Landes Brandenburg 2006/07. Landesamt für Verbraucherschutz, Frankfurt/Oder.
- NOACK, M., GORETZKI, J. (1999): Kartierung von Rotfuchs- und Dachsbauen als Grundlage für die Bestandsschätzung von Rotfuchs und Dachs im Nationalpark „Unteres Odertal“. *Beitr. Jagd-Wildforsch.* 24: 307-330.
- NÖSEL, H., AHRENS, M. (1996): Besitzsituation des Feldhasen im Thüringer Becken – Zwischenbilanz des Thüringer Niederwildprojektes. *Beitr. Jagd- u. Wildforschung*, Bd. 21: 237-244.
- ROSALINO, L. M., LOUREIRO, F. MACDONALD, D. W., SANTOS-REIS, M. (2005): Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialism. *Mamm.Biol.* 70: 12-23.
- RYSLAVY, T., MÄDLow, W. (2008): Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.).
- SCHULTZE, J. H. (1955): Die Naturbedingten Landschaften der DDR, VEB Geographisch-Kartographische Anstalt, Gotha.
- STIEBLING, U. (1995): Untersuchungen zur Ökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), in einem Ausschnitt der Uckermärkischen Agrarlandschaft. Dipl.-Arbeit., HU Berlin.
- STIEBLING, U. (1998): Der Rotfuchs, *Vulpes vulpes* (L. 1758), im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin – Erste Ergebnisse zur Populationsdichtebestimmung und Nahrungsökologie unter dem Aspekt des Artenschutzes. *Nat.schutz Landsch. pfl. Brandenb.* 1: 89-92.

- STIEBLING, U., SCHNEIDER, R. (1999): Zur Habitatnutzung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L. 1758) in der uckermärkischen Agrarlandschaft – Ergebnisse zur Populationsdichte und -dynamik. Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 331-341.
- STRAUSS, E. (2010): Geplagter Rotrock. Hamburger Jäger 7: 38-41.
- STUBBE, M. (1989A): Fuchs *Vulpes vulpes* (L.) in: Stubbe, H. (Hrsg.): Buch der Hege 1. DLV, Berlin.
- STUBBE, M. (1989b): Dachs *Meles Meles* (L.) in: Stubbe, H. (Hrsg.): Buch der Hege 1. DLV, Berlin.
- SUTOR, A. (2009): Marderhund – Gefahr für heimische Arten? Unsere Jagd 5/2009: 26-27.
- WALLISER, G., ROTH, M. (1997): Einfluss der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L. 1758). Beitr. Jagd- Wildforsch. 22: 237-247.
- WANDELER, A., LÜPS, P. (1993): Rotfuchs. In Stubbe, M. & Krapp, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Raubsäuger (Teils I). AULA-Verlag, Wiesbaden. Bd. 5 139-193.
- WHITE, P. C. L., SAUNDERS, G., HARRIS, S. (1996): Spatio-temporal patterns of home range use by foxes (*Vulpes vulpes*) in urban environments. J. Anim. Ecol. 65: 121-125.

Habitatökologische Grundlagen für die Untersuchung der Lebensraumnutzung des Damwildes in der Uckermark

GERHARD HOFMANN, ULF POMMER, EGBERT GLEICH

1. Zielstellung

Als Grundlage für die Untersuchung der Lebensraumnutzung des Damwildes in der Uckermark wurde eine flächendeckende Analyse der wildökologischen Habitatelemente durchgeführt. Diese konzentrierte sich auf die Damwild-relevante Requisitenausstattung des Lebensraumes. Über die hochauflösende, differenzierte Habitatanalyse werden „ökologische Koordinaten“ bereitgestellt, die anschließend geografischen Koordinaten von telemetrisch ermittelten Tieraufenthalten zur verhaltensbiologischen Interpretation gegenübergestellt werden können.

Das Ziel dieses Beitrages ist es, telemetrisch erfasste räumliche und zeitliche Bewegungsabläufe von mit Sendern versehenen Tieren mit den ermittelten und kartierten Habitatelementen so zu verschneiden, dass deutlich wird, welche strukturellen Elemente des Damwildhabitates zu welchen Zeiten bevorzugt oder nur gelegentlich aufgesucht und welche weitgehend gemieden werden.

Im Einzelnen sollen damit wildökologische Grundlageninformationen zur weitergehenden Klärung folgender verhaltensbiologischer Fragen beitragen:

- Welche äußeren ökologischen Faktoren beeinflussen und steuern die Raumnutzung des Damwildes?
- Lassen sich einzelne habitatökologische Faktoren, die im Zusammenhang mit dem Raum-Zeit-Verhalten des Damwildes stehen, quantifizieren und regionalisieren?
- Gibt es lokale Besonderheiten und regionale Unterschiede in der Einflussnahme von Umweltfaktoren auf das Raum-Zeit-Verhalten des Damwildes?

Durch Verschneidung der Tier-Bewegungsdaten mit den Geodaten der charakterisierten Habitatelemente werden über sachkundige Interpretation bisher fehlende verhaltensökologische Informationen erwartet. Die Einbeziehung detaillierter ökologischer habitatspezifischer Informationen auf der Grundlage von wildökologischen Habitatelementen in die Untersuchung von Verhaltensbiologie und Raumnutzung des Damwildes verspricht praktisch verwertbare und anhand von Lebensraumkriterien auch räumlich und saisonal übertragbare Erkenntnisse, die einer modernen und effektiven Wildbewirtschaftung und Wildschadensvermeidung auf neue Weise förderlich sein können.

2. Methoden und Material

2.1. Die flächendeckende Erfassung des Wildlebensraumes nach wildökologischen Gesichtspunkten erfolgt über wildökologische Habitatelemente als naturräumliche Flächeneinheiten mit kombiniertem Informationsgehalt.

Habitatelemente sind flächenhaft ausweis- und erfassbare Geländebereiche mit Vegetationsstrukturen, die in sich in bestimmten Merkmalen homogen und von anderen durch ihre spezielle Merkmalskonfiguration unterschieden sind. Sie stehen in gesetzmäßiger Beziehung zu den vegetationswirksamen Standortverhältnissen. Den Habitatelementen werden bezüglich der Ansprüche bestimmter Wildtierarten quantifizierte Requisitenausstattungen zugeordnet.

Besonders ausgewiesen werden alle für Wild nicht ungestört zugänglichen Landschaftsteile. Dazu zählen dauerhaft oder zeitweilig gezäunte Flächen, Viehweiden, befestigte Wege, Straßen, Autobahnen, Schienenwege, Gewässer, Siedlungen einschließlich Garten- und Ferienhaus-Anlagen, Industrieanlagen, Parkanlagen, Friedhöfe, Sportplätze, Holzlagerplätze.

Die Ableitung der Habitatelemente erfolgte auf der Grundlage zahlreicher im Untersuchungsgebiet getätigter vegetationsstruktureller Analysen in starker Anlehnung an den Katalog der Wildökologischen Habitatelemente des nordostdeutschen Tieflandes (HOFMANN, G.; POMMER, U.; JENSSEN, M.;

PROF. DR. HABIL. GERHARD HOFMANN UND ULF POMMER

Waldkunde-Institut Eberswalde

Tel.: 03334 / 22739

E-Mail: hofmann.waldinstitut@t-online.de

EGBERT GLEICH

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)

Tel.: 03334 / 65125

E-Mail: egbert.gleich@lfe-e.brandenburg.de

AHRENS, M.: DOBIÁŠ, K.; 2009). Die Übertragung der Habitatelemente auf die Fläche wurde in Wäldern anhand vorher ermittelter Zusammenhänge zwischen Alter des Baumbestandes und seiner Baumartenstruktur, Vegetationszusammensetzung der Strauch- und Bodenflora und der gegebenen Standortgruppe in den Habitatelementen über den Datenspeicher Wald und die entsprechenden Forstgrundkarten realisiert. Dabei wurden umfangreiche Analysen zur Beziehung zwischen Waldvegetation und Waldstandort in Nordostdeutschland durch das Institut für Forstwissenschaften Eberswalde (archiviert in der Datenbank des Waldkunde-Instituts Eberswalde) ausgewertet. Im Offenland wurden Unterlagen der Landwirtschaftsämter, Luftbilder und Ergebnisse von Geländeerhebungen herangezogen.

Folgende Eingangsgrößen, Datenbestände und Informationen liegen der Parametrisierung der uckermärkischen wildökologischen Habitatelemente zu Grunde:

- Über 6000 vegetationskundliche Aufnahmen aus dem Gebiet Nordbrandenburgs (1955-2010), archiviert in der Datenbank des Waldkunde-Instituts Eberswalde
- Ergebnisse einer Versuchsreihe von 230 Probestflächen zur Analyse der jährlichen oberirdischen Nettoprimärproduktion von Äsungspflanzen, aufgenommen und ausgewertet von M. AHRENS, K. Dobiáš, E. GLEICH, G. HOFMANN, M. JENSSEN, K. H. PAUSTIAN (1995 – 1999), LFE, nicht publiziert
- Entwicklung der oberirdischen Nettoprimärproduktion von Wintergetreide und Wintererbsen von der Aussaat bis April des folgenden Jahres, durchgeführt von E. GLEICH (2001 – 2002), nicht publiziert
- Vergleichende Auswertung des Datenmaterials zur Ableitung von Habitatelementen aus den Wildökologischen Lebensraumbewertungen der Hegegemeinschaften Chorin/ Brandenburg, Jasnitz/Westmecklenburg, Darß/Nordmecklenburg, Rothemühl/Ostmecklenburg mit Erhebungen zu Vegetation, Standort und Deckungsschutz (2005-2009)
- Datenspeicher Wald, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)
- Beratungen mit Vorsitzenden der Hegegemeinschaften Uckermark und Welse

2.2. Für die Parametrisierung der wildökologischen Habitatelemente des Damwildlebensraumes der Uckermark werden entsprechend des Forschungszieles folgende Kriterien festgelegt:

2.2.1. Ganzjährige Erfassung und Quantifizierung des Dargebotes an Äsungspflanzen unter besonderer Berücksichtigung des Futterwertes und des Beliebtheitsgrades der vom Damwild bevorzugten Äsungspflanzen

2.2.2. Ausweisung möglichen „Masten – Anfalls“ durch fruktifizierende Buchen, Eichen und Rosskastanien

2.2.3. Ganzjährige skalierte Bewertung des bei Tageslicht gegebenen Sicht – Deckungsschutzes durch die bodennahe Vegetation

2.2.4. Feststellung der Geländebereiche, die in der kalten Jahreszeit durch ihre Lage eine zusätzliche Energiegewinnung durch Wärmeeinstrahlung ermöglichen

2.2.5. Gegebene Störungen im Wildlebensraum durch menschliche Aktivitäten

2.2.6. Ausweisung von Sondereigenschaften der Habitatelemente

Zu 2.2.1. Ganzjährige Erfassung und Quantifizierung des Äsungsdargebotes

Damwild kann sich als pflanzlicher Allesfresser gut an unterschiedlich mit Äsung ausgestattete Lebensräume anpassen (SIEFKE; STUBBE: 2008). Dabei entwickelt es, wie durch Untersuchungen von SIEFKE und MEHLITZ (1975), ZÖRNER (1986), PETRAK (1987), PRIEN und WIEPRICH (1988), PRIEN (1988), DITTRICH, STEDE und MEHLITZ (1988) belegt ist, für bestimmte Pflanzenarten eine deutliche Bevorzugung. Im pleistozänen norddeutschen Tiefland stehen danach Schmielengräser an erster Stelle im analysierten Nahrungsspektrum. Es folgen, in gebietsspezifischer Weise differenziert, die für die Äsung des wiederkäuenden Schalenwildes üblichen Pflanzengruppen (siehe HOFMANN, G.; POMMER, U.; JENSSEN, M.; AHRENS, M.: Dobiáš, K.; 2009). Aus diesen Ergebnissen wurde unter Einbeziehung eigener Untersuchungsergebnisse und Beobachtungen im nordbrandenburgischen Raum folgende Damwild-spezifische Liste von Äsungspflanzen zusammengestellt. Anschließend ist deren Vorkommen in den Habitatelementen des Gebietes nach Bodenbedeckungsprozent, Vorrat an jährlich frisch gebildeter Grünmasse und Winteräsungs-Nutzvorrat in t Trockensubstanz pro ha und, wenn vorhanden, mit Futterwertzahl (FW) und Beliebtheitsmaß (BM) für Damwild ausgewiesen worden (nach: PETRAK (1987), BRIEMLE, NITSCHKE, S. und NITSCHKE, L. (2002).

Der Winteräsungs-Nutzvorrat beschreibt jene Pflanzenmasse, die in der kalten Jahreszeit als Äsung nutzbar ist, wodurch die Pflanzen jedoch selbst nicht in ihrer Existenz gefährdet werden dürfen.

Äsungspflanze **FW/BM**

Baumartenjungwuchs und Großsträucher bis 2 m Höhe:

- Holunder (*Sambucus nigra*)
- Eberesche (*Sorbus aucuparia*)
- Faulbaum (*Frangula alnus*)

Äsungspflanze	FW/BM	Äsungspflanze	FW/BM
Frühe Traubenkirsche (<i>Padus avium</i>)		Wegerich-Arten (<i>Plantago lanc.</i> , <i>P. media</i>)	6/0,6
Späte Traubenkirsche (<i>Padus serotina</i>)		Klee-Arten (<i>Trifolium repens</i> , <i>T. pratense</i>)	6/0,6
Birken (<i>Betula pubescens</i> , <i>B. pendula</i>)			
Eichen (<i>Quercus petraea</i> , <i>Q. robur</i>)		Mittelgroße Süßgräser	
Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)		Straußgräser (<i>Agrostis capillaris</i> , <i>A. canina</i> , <i>A. stolonifera</i>)	7/0,7
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)		Honiggräser (<i>Holcus lanatus</i> , <i>H. mollis</i>)	7/0,7
Winter-Linde (<i>Tilia cordata</i>)		Rispengräser (<i>Poa nemoralis</i> , <i>P. trivialis</i>)	8/0,8
Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)		Zwenken (<i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>B. pinnatum</i>)	
Erle (<i>Alnus glutinosa</i> , <i>A. incana</i>)		Trespen (<i>Bromus ramosus</i> , <i>B. benekenii</i>)	
Ahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>A. campestre</i>)		Knauelgräser (<i>Dactylis polygama</i> , <i>D. glomerata</i>)	8/0,9
Wildobstarten (<i>Pyrus</i> , <i>Malus</i> , <i>Prunus</i>)		Quecken (<i>Agropyron repens</i> , <i>Agropyron caninum</i>)	6/0,0
Weiden, Pappeln (<i>Salix spec.</i> , <i>Populus spec.</i>)		Fuchsschwanz-Gräser (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>A. geniculatus</i>)	9/1,0
Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)		Schwingel-Gräser (<i>Festuca pratensis</i> , <i>F. gigantea</i>)	8/0,9
Sonstige Nadelbäume		Weidelgräser (<i>Lolium perenne</i> , <i>L. multiflorum</i>)	9/0,9
Besenginster (<i>Cytisus scoparius</i>)		Glatthafer (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	4/0,4
Mittel-und Zwergsträucher		Kammgras (<i>Cynosurus cristatus</i>)	6/0,0
Himbeere (<i>Rubus idaeus</i>)		Ruchgras (<i>Anthoxanthum odoratum</i>)	
Kratzbeere (<i>Rubus caesius</i>)		Flattergras (<i>Milium effusum</i>)	
Brombeer-Arten der Gruppe <i>Rubus fruticosus</i> agg.		Waldgerste (<i>Hordelymus europaeus</i>)	
Blaubeere/Heidelbeere (<i>Vaccinium myrtillus</i>)	9/1,2	Pfeifengras (<i>Molinia caerulea</i>)	6/0,7
Preiselbeere (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	4/0,4	Wiesen-Lieschgras (<i>Phleum pratense</i>)	9/1,0
Heidekraut (<i>Calluna vulgaris</i>)	9/1,2		
Großkräuter		Horstgräser, Simsen und Kleinseggen	
Brennnessel (<i>Urtica dioica</i>)	2/0,1	Draht-Schmiele (<i>Deschampsia flexuosa</i>)	9/1,1
Knotige Braunwurz (<i>Scrophularia nodosa</i>)		Rasen-Schmiele (<i>Deschampsia cespitosa</i>)	-/1,0
Wald-Ziest (<i>Stachys sylvatica</i>)		Schaf-Schwingel (<i>Festuca ovina</i> , <i>F. heterophylla</i>)	2/0,2
Wurmfarn (<i>Dryopteris filix-mas</i>)		Hain-Simsen (<i>Luzula pilosa</i> , <i>L. campestris</i>)	5/0,7
Bärenklau (<i>Heracleum sphondylium</i>)	1/0,0	Pillen-Segge (<i>Carex pilulifera</i>)	2/0,2
Giersch (<i>Aegopodium podagraria</i>)		Winkel-Segge (<i>Carex remota</i>)	
Großer Sauerampfer (<i>Rumex acetosa</i>)	9/1,2	Mauer-Segge (<i>Carex muricata</i> agg.)	2/0,0
Kleinkräuter		Wollgras (<i>Eriophorum spec.</i>)	1/0,0
Anemone		Einjähriges Rispengras (<i>Poa annua</i>)	5/0,9
(<i>Anemone nemorosa</i> , <i>A. ranunculoides</i>)	2/0,1	Großseggen und Sumpflilie	
Erdbeere (<i>Fragaria vesca</i>)		Sumpf-Segge (<i>Carex acutiformis</i>)	8/-
Sanikel (<i>Sanicula europaea</i>)		Steife Segge (<i>Carex elata</i>)	8/0,9
Kleine Hahnenfußarten		Schlanke Segge (<i>Carex acuta</i>)	8/-
(<i>Ranunculus repens</i> , <i>R. auricomus</i>)		Sumpf-Schwertlilie (<i>Iris pseudacorus</i>)	-/0,4
Sauerklee (<i>Oxalis acetosella</i>)		Strauchflechten	
Waldmeister (<i>Galium odoratum</i>)		Rentierflechte (<i>Cladonia rangiferina</i>)	
Hexenkraut (<i>Circaea spec.</i>)		Wald-Strauchflechte (<i>Cladonia arbuscula</i>)	
Labkräuter		andere Strauchflechten (<i>Cladonia spec.</i>)	
(<i>Galium aparine</i> , <i>G. palustre</i> , <i>G. hircynicum</i>)		Pilze	
Gundermann (<i>Glechoma hederacea</i>)		Fruchtkörper von Waldpilzen (ohne Untersuchungs- ergebnisse mit geringen Werten kalkuliert)	
Ehrenpreis-Arten (<i>Veronica chamaedrys</i> , <i>V. montana</i>)		Der Bodenbedeckungsgrad der Pflanzenarten bzw. Pflanzenartengruppen wurde als „mittlere Menge in	
Moschuskraut (<i>Adoxa moschatellina</i>)			
Wald-Veilchen (<i>Viola sylvestris</i> agg.)			
Goldnessel (<i>Lamium galeobdolon</i>)			
Moehringie (<i>Moehringia trinervia</i>)			
Vogel-Miere (<i>Stellaria media</i>)			
Schafgarbe (<i>Achillaea millefolium</i>)	5/0,7		
Löwenzahn (<i>Taraxacum officinale</i> , <i>Leontodon autumnale</i>)	5/0,5		

der Vegetationszeit“ aus der Vegetationsdatenbank des Gebietes ermittelt. Die Umrechnung in Werte der oberirdischen Nettoprimärproduktion und in den Vorrat an frischer Äsungsmasse bzw. den Winterärungs-Nutzvorrat erfolgte nach den in HOFMANN, POMMER, JENSSEN, AHRENS, DOBIÁŠ (2009) dargelegten methodischen Schritten. Da hier im Gegensatz zur Wildökologischen Lebensraumbewertung eine ganzjährige Aussage zu den Äsungspflanzen-Vorräten in den Habitalelementen getroffen werden soll, wurde eine modellartige Anpassung im zeitlichen Verlauf der Trockenmassen-Vorräte vorgenommen, und zwar dergestalt, dass in den Monaten August und September des Jahres ein gegenüber den produktiven Monaten Mai bis Juli um 20 Prozent geringerer Vorrat an frischer äsbarer Biomasse in Ansatz gebracht wird. Das ergibt sich aus eingetretenen Substanzverlusten durch Sekundärproduzenten, Abfall und verhärtende Gewebealterungen. Auch die Übergänge von der Vegetationszeit in den Winter (Oktober-November) einerseits und vom Frühling (März-April) in den Sommer andererseits erfahren ähnliche Anpassungen, die in der Vorratshaltung von Äsungspflanzenmassen zwischen der Vegetationszeit und der eigentlichen Winterzeit vermitteln.

Zu 2.2.2. Ausweisung möglichen „Mastenanfalls“ durch fruktifizierende Buchen, Eichen und Rosskastanien

In der Uckermark haben die in beträchtlichem Umfang vorhandenen Bestände mit masttragenden Bäumen im Untersuchungszeitraum jährlich mehr oder weniger fruktifiziert.

Sie leisten damit einen wesentlichen Beitrag zum Nahrungsangebot für das Schalenwild. Die Fruktifikation geschieht dabei nicht gleichmäßig, die Variation wird mit den Begriffen Spreng-, Halb- und Vollmast belegt. Das Problem bei der Anrechnung der Masten auf das Nahrungsangebot liegt im totalen Ausfall der Fruktifikation.

Die Eichenarten bleiben selten gänzlich ohne Samenanhang. Bei der Buche hat sich die Wahrscheinlichkeit stärkerer Fruktifikationsjahre in den letzten 20 Jahren ständig erhöht.

Bei Buchen bringt eine Vollmast um 2 t Trockensubstanz pro ha, das sind rund 9 Mio. Bucheckern pro ha, bei Eiche sind es um 4 t Baumfrüchte, die einen besonders energiereichen Teil des Nahrungsangebotes darstellen. Es wird bei der Bemessung des Aufschlages davon ausgegangen, dass unter Buchen und Eichen im Alter über 80 Jahren kontinuierlich mit einem Angebot zu rechnen ist, das mindestens 5% der Vollmast entspricht. Dieser Betrag muss noch reduziert werden, da mit starken Verlusten durch Nagetiere und Vögel zu rechnen ist, und ein Teil der Nüsse beim Aufnehmen in den Boden eingearbeitet wird. Für mit Baumarten vollbestockte Flächen (BG 1,0) werden folgende Werte in Ansatz gebracht:

Eiche (älter als 80 Jahre) = 100 kg TS pro ha
Eicheln
Buche (älter als 80 Jahre) = 50 kg TS pro ha
Bucheckern

Diese Mengen werden als Mindestangebot in den Herbst- und Wintermonaten auf den Flächen der älteren „masttragenden“ Baumarten angenommen und in den entsprechenden Habitalelementen ausgewiesen. Für Rosskastanien liegen keine Bestandeswerte vor, es wird davon ausgegangen, dass der Aufschlag mindestens dem der Eiche entspricht.

Einen weiteren Beitrag zum Nahrungsangebot in der kalten Jahreszeit kann Fallobst von unbeernteten Obstbäumen entlang von Straßen und Wegen liefern. Solche Pflanzungen werden als gesondertes Habitalelement ausgewiesen, um vermehrte Wildtieraufenthalte in ihrem Bereich interpretieren zu können.

Zu 2.2.3. Ganzjährige skalierte Bewertung des bei Tageslicht gegebenen Sicht – Deckungsschutzes durch die bodennahe Vegetation

In der Kulturlandschaft nimmt das natürliche Bedürfnis des Schalenwildes nach Deckungsschutz im Rahmen der Ansprüche an den Lebensraum einen vorderen Platz ein. Das Wild hält sich bei Tageslicht in der Regel in dichten, vor Einsicht geschützten Vegetationsstrukturen auf. Diesen Sichtschutz bieten vor allem dichtwüchsige Waldbestände, im Offenland Röhrichte, Gebüsche, Mais-, Hirsen- und Sonnenblumenkulturen.

Da Wälder in Abhängigkeit von Alter, Baumart, Verjüngung und Bewirtschaftung unterschiedliche Baumzahldichten und bodennahe Vegetationsdichten aufweisen, ist es nötig, zur Bewertung des Deckungsschutzes eine Sichtweiten-Analyse in den verschiedenen Habitalelementen durchzuführen. Es wird, erfahrungsbasiert, davon ausgegangen, dass in hiesigen Wäldern im bodennahen (bis 2 m hohen) Raum die maximale Sichtweite, um Objekte in der Größenordnung eines Menschen klar zu erkennen, bei 100 m liegt.

Dieser Bereich wird wie folgt untergliedert:

Deckungsschutz-Stufe 0

Keine Deckung: In 95 bis 100 m und mehr Entfernung frei einsehbares Gelände.

Deckungsschutz-Stufe G

Geringe Deckung, Sichtschutz in einer Entfernung von 65 bis 95 m einsetzend. Unterstufen 1 bis 3 unterteilen diesen Bereich in 10 m-Abschnitte (z. B. freies Feld mit stärkeren Bodenwellen, lockerständige Baumhölzer, Freiflächen mit gelegentlichem Aufwuchs).

Unterstufe 1 = Sichtschutz zwischen 85 und 95 m einsetzend

Unterstufe 2 = Sichtschutz zwischen 75 und 85 m einsetzend

Unterstufe 3 = Sichtschutz zwischen 65 und 75 m einsetzend

Deckungsschutz-Stufe M

Mittlere Deckung, Sichtschutz in einer Entfernung von 35 bis 65 m einsetzend. Unterstufen 4 bis 6 unterteilen diesen Bereich in 10 m-Abschnitte (z. B. dichtere

Bestände und ausgehende Stangenhölzer, Freiflächen mit höherem Graswuchs und Sträuchern.)

Unterstufe 4 = Sichtschutz zwischen 55 und 65 m einsetzend

Unterstufe 5 = Sichtschutz zwischen 45 und 55 m einsetzend

Unterstufe 6 = Sichtschutz zwischen 35 und 45 m einsetzend

Deckungsschutz-Stufe H

Hohe Deckung, Sichtschutz in einer Entfernung von 5 bis 35 m einsetzend, Unterstufen 7 bis 9 unterteilen diesen Bereich in 10 m-Abschnitte (z. B. Bestände mit dichtem Unterwuchs, angehende Stangenhölzer, Dickungen, dichte Gebüsche, Röhrichte). Erfahrungswissen besagt, dass ein bis 30 Jahre alter Waldbestand (z. B. auch Unter- und Voranbau) durchgängig der Deckungsschutz-Stufe H angehört und bei ausreichender Flächengröße als potenzieller Einstand zu werten ist.

Unterstufe 7 = Sichtschutz zwischen 25 und 35m einsetzend

Unterstufe 8 = Sichtschutz zwischen 15 und 25m einsetzend

Unterstufe 9 = Sichtschutz zwischen 5 und 15 m einsetzend

Der Sichtdeckungsschutz gilt für Sichtsperrn durch die Vegetation, die ausgewiesenen Werte gelten für volles Tageslicht, also vom Zeitpunkt der Morgendämmerung (eine Stunde vor Sonnenaufgang) bis zum Einsetzen der Abenddämmerung (eine Stunde nach Sonnenuntergang). Während der Nachtzeit, deren Dauer im Jahresverlauf zwischen 7 Std. 47 min. und 16 Std. 46 min. schwankt, ist vereinfachend von hoher Sichtdeckung (entsprechend Unterstufe 8) auszugehen, die als Nacht-Sichtdeckung bezeichnet wird.

Die ermittelten Werte werden in Abhängigkeit vom jeweiligen Datum und der Uhrzeit den Habitatelementen zugeordnet.

Zu 2.2.4. Feststellung der Geländebereiche, die in der kalten Jahreszeit durch ihre Lage eine zusätzliche Energiegewinnung durch Wärmeeinstrahlung ermöglichen

Die Energiezuführung von außen ist in Kälteperioden ein wichtiger Faktor für die Anforderungen des Wildes an den Lebensraum. Das Wild wird in dieser Zeit Mikroklimata aufsuchen, je günstiger dort die thermischen Bedingungen sind. Flächen von Habitatelementen können durch eine im Gelände gegebene südliche Exposition in Verbindung mit Geländefreilage oder lichtigem Baumkronendach zur kalten Jahreszeit an Sonnenscheintagen für das Wild besonders attraktiv sein. Es wurden daher für das Untersuchungsgebiet anhand der Geländeausformung und der Vegetationsstrukturen solche strahlungsbegünstigten Lokalitäten erkundet und diese den entsprechenden telemetrisch ermittelten Tieraufenthaltsorten als potenzielle Erwärmungsmöglichkeiten zugeordnet. Die Kenntlichmachung dieser mikroklimatischen Be-

sonderheiten erfolgt für Habitatelemente durch die Zusatzkennzeichnung 20 hinter der Habitatelement-Nummer, sie gilt für Tage der Monate Dezember bis März in der Zeit von 11.00 bis 15.00 Uhr.

Zu 2.2.5. Gegebene Störungen im Wildlebensraum durch menschliche Aktivitäten

Unterliegen nach Einschätzungen durch örtliche Jäger Bereiche des Wildlebensraumes erheblichen Störungen, die sich auf Verhaltensweisen des Damwildes auswirken, so erfolgt die Erfassung über die ausgewiesenen Habitatelemente, in denen dann die Verfügbarkeit von Äsung und Deckung als verringert oder als ausgesetzt bewertet wird, wie in HOFMANN, POMMER, JENSSEN, AHRENS, DOBIÁŠ (2009) näher beschrieben wird.

Zu 2.2.6. Ausweisung von Sondereigenschaften der Habitatelemente

Sondereigenschaften von Habitatelementen im Hinblick auf bestimmte Wirkungen auf das Wildtierverhalten werden, so weit wie möglich, erfasst und über die Habitatelemente-Nr. gekennzeichnet.

- xxx.1: Kirtung,
- xxx.2 Kirtung mit Salzlecke
- xxx.3: Kirtung mit Salzlecke und Suhle
- xxx.4: Kirtung u. Einzelbäume von Rosskastanien
- xxx.5: Salzlecke
- xxx.6: Salzlecke und Schöpfstelle
- xxx.7 Trupp von Rosskastanien-Bäumen
- xxx.8: Gruppe von Rosskastanien-Bäumen
- xxx.9: Brunftplatz
- xxx.10 Einzelexemplare oder kleine Gruppen von „masttragenden“ Alt-Eichen oder Alt-Buchen
- xxx.11: Lichtwuchsdurchforstung in Dichtwaldhabitaten.

3. Ergebnisse

3.1. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der östlichen Uckermark (Nord-Brandenburg). Es umfasst das Areal der Hegegemeinschaften Welse und Uckermark (getrennt durch die Autobahn) mit einer Gesamtfläche von 34.490 ha (Abb. 3.1).



Abb. 3.1: Untersuchungsgebiet

3.2. Die Gliederung des Untersuchungsgebietes in wildökologische Habitatelemente

Karten-Legenden code		Habitat-Katalog code	Gebiets-Flächen prozent
	W Waldhabitate		
100	W1 Lichtwaldhabitate		
	W11 Nadelbaum-Lichtwaldhabitate		
	Habitate mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W11a	
101	Adlerfarn-Kiefern-Lichtwald	W11a1	0,11
102	Pfeifengras-Kiefern-Lichtwald	W11a2	0,01
103	Reitgras-Kiefern-Lichtwald	W11a3	0,10
104	Hagermoos-Kiefern-Lichtwald	W11a4	0,01
105	Wollgras-Kiefern-Lichtwald	W11a6	0,00
107	Pflanzenarmer Lärchen-Lichtwald	W11a7	0,19
	Habitate mit reichlich Blatt- und Spross-Äsung	W11r	
110	Brombeer-Kiefern-Lichtwald	W11r1	0,12
111	Himbeer-Kiefern-Lichtwald	W11r2	0,50
112	Himbeer-Drahtschmielen-Kiefern-Lichtwald	W11r3	1,37
113	Drahtschmielen-Kiefern-Lichtwald	W11r4	0,04
114	Drahtschmielen-Lockerdecken-Kiefern-Lichtwald	W11r5	0,58
115	Blaubeer-Drahtschmielen-Kiefern-Lichtwald	W11r6	0,03
116	Blaubeer-Lockerdecken-Kiefern-Lichtwald	W11r7a	0,55
117	Blaubeer-Kiefern-Lichtwald	W11r7	3,41
118	Gras-Kiefern-Vorwald	W11r9	0,01
	W12 Mast-Laubbaum-Lichtwaldhabitate		
	Habitate mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W12a	
143	Süßgras-Eichen-Lichtwald	W12a3	0,66
144	Reitgras-Eichen-Lichtwald	W12a4	0,01
146	Sauerklee-Eichen-Lichtwald	W12a6	0,23
	Habitate mit reichlich Blatt- und Spross-Äsung	W12r	
151	Brombeer-Eichen-Lichtwald	W12r1	0,12
152	Blaubeer-Eichen-Lichtwald	W12r2	0,00
153	Drahtschmielen-Eichen-Lichtwald	W12r3	0,05
	W13 Sonstige Laubbaum-Lichtwaldhabitate		
	Habitate mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W13a	
171	Reitgras-Pappel-Lichtwald	W13a1	0,01
172	Straußgras-Birken-Lichtwald	W13a2	0,09
173	Adlerfarn-Birken-Lichtwald	W13a3	0,06
174	Pfeifengras-Birken-Lichtwald	W13a4	0,09
175	Wollgras-Birken-Lichtwald	W13a5	0,20
176	Gras-Robinien-Lichtwald	W13a6	0,01
	Habitate mit reichlich Blatt- und Spross-Äsung	W13r	
182	Stauden-Pappel-Lichtwald	W13r2	0,01
183	Brombeer-Birken-Lichtwald	W13r3	0,21
184	Blaubeer-Birken-Lichtwald	W13r4	0,29
185	Himbeer-Robinien-Lichtwald	W13r5	0,02

Karten- Legenden code		Habitat- Katalog code	Gebiets- Flächen prozent
200	W2 Halbschattwaldhabitats		
	W21 Erlen-Halbschattwaldhabitats		
	Habitats mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W21a	
201	Sumpf-Erlenwald	W21a1	0,31
202	Großseggen-Erlenwald	W21a2	0,87
203	Schilf-Erlenwald	W21a3	0,42
204	Moorbirken-Erlenwald	W21a4	0,39
	Habitats mit reichlich Blatt- und Spross-Äsung	W21r	
210	Brennnessel-Erlenwald	W21r1	0,57
211	Himbeer-Erlenwald	W21r2	0,05
212	Frauenfarn-Erlenwald	W21r3	0,05
213	Rasenschmielen-Erlenwald	W21r5	0,08
	W22 Edellaubholz-Halbschattwaldhabitats		
	Habitats mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W22a	
221	Flatterulmenwald	W22a1	0,00
	Habitats mit reichlich Blatt- und Spross-Äsung	W22r	
224	Giersch-Eschenwald	W22r1	0,06
225	Traubenkirschen-Eschenwald	W22r2	0,09
226	Krautreicher Ahornwald	W22r3	0,02
	W23 Roteichen-Halbschattwaldhabitats		
241	Pflanzenarmer Roteichenwald	W23a1	0,02
	W24 Hainbuchen-Halbschattwaldhabitats		
	Habitats mit wenig Blatt- und Spross-Äsung		
251	Grasreicher Hainbuchenwald	W24a1	0,12
	Habitats mit reichlich Blatt- und Spross-Äsung		
252	<i>Krautreicher Hainbuchenwald</i>	W24r1	0,00
300	W3 Schattwaldhabitats		
	W31 Nadelbaum-Schattwaldhabitats		
	Habitats mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W31a	
301	Pflanzenarmer Fichten-Schattwald	W31a1	0,15
302	Moos-Fichten-Schattwald	W31a2	0,05
303	Adlerfarn-Fichten-Schattwald	W31a3	0,02
304	Sauerklee-Nadelbaum-Schattwald	W31a4	0,52
	Habitats mit mäßig Blatt- und Spross-Äsung	W31r	
310	Himbeer-Fichten-Schattwald	W31r1	0,33
311	Drahtschmielen-Fichten-Schattwald	W31r2	0,10

Karten-Legenden code		Habitat-Katalog code	Gebiets-Flächen prozent
	W32 Mast-Laubbaum-Schattwaldhabitate		
	Habitate mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W32a	
330	Pflanzenarmer Buchen-Schattwald	W32a1	0,71
331	Sauerklee-Buchen-Schattwald	W32a2	4,44
332	Adlerfarn-Buchen-Schattwald	W32a5	0,12
	Habitate mit mäßig Blatt- und Spross-Äsung	W32r	
350	Bingelkraut-Buchen-Schattwald	W32r1	0,21
351	Perlgras-Buchen-Schattwald	W32r2	1,44
353	Horstgras-Buchen-Schattwald	W32r4	0,02
	W33 Nadelbaum-Laubbaum-Schattwaldhabitate		
	Habitate mit mäßig Blatt- und Spross-Äsung	W33a	
360	Pflanzenarmer Kiefern-Buchen-Schattwald	W33a1	5,09
361	Kiefern-Hainbuchen-Buchen-Schattwald	W33a2	0,06
362	Blaubeer-Kiefern-Buchen-Schattwald	W33a3	0,36
363	Pflanzenarmer Fichten-Buchen-Schattwald	W33a4	0,02
	W34 Hainbuchen-Buchen-Schattwaldhabitate		
	Habitate mit wenig Blatt- und Spross-Äsung	W34a	
371	Gras-Hainbuchen-Buchen-Schattwald	W34a1	2,25
	Habitate mit mäßig Blatt- und Spross-Äsung	W34r	
372	Krautreicher Linden-Buchen-Schattwald	W34r1	0,14
400	W4 Dichtwald-Habitate		
	W41 Laubbaum-Dichtwaldhabitate		
401	Laubbaum-Dichtwald	W41L1	0,86
402	Laubbaum-Dichtwald / Laubbaum-Überstand	W41L2	1,89
403	Laubbaum-Dichtwald / Nadelbaum-Überstand	W41L3	0,77
404	Laubstrauch-Dichtwald / Nadelbaum-Überstand	W41L4	0,01
405	Holunder-Dichtwald / Laubbaum-Überstand	W41L5	0,01
	W42 Nadelbaum-Dichtwaldhabitate		
410	Nadelbaum-Dichtwald	W42N1	2,91
411	Nadelbaum-Dichtwald / Nadelbaum-Überstand	W42N2	0,22
	W5 Niedrigdichtwald-Habitate		
	W51 Laubbaum-Niedrigdichtwald-Habitate		
420	Laubbaum-Niedrigdichtwald mit und ohne Überstand	W51L1	0,86
	W52 Nadelbaum-Niedrigdichtwald-Habitate		
421	Nadelbaum-Niedrigdichtwald	W52N1	0,20

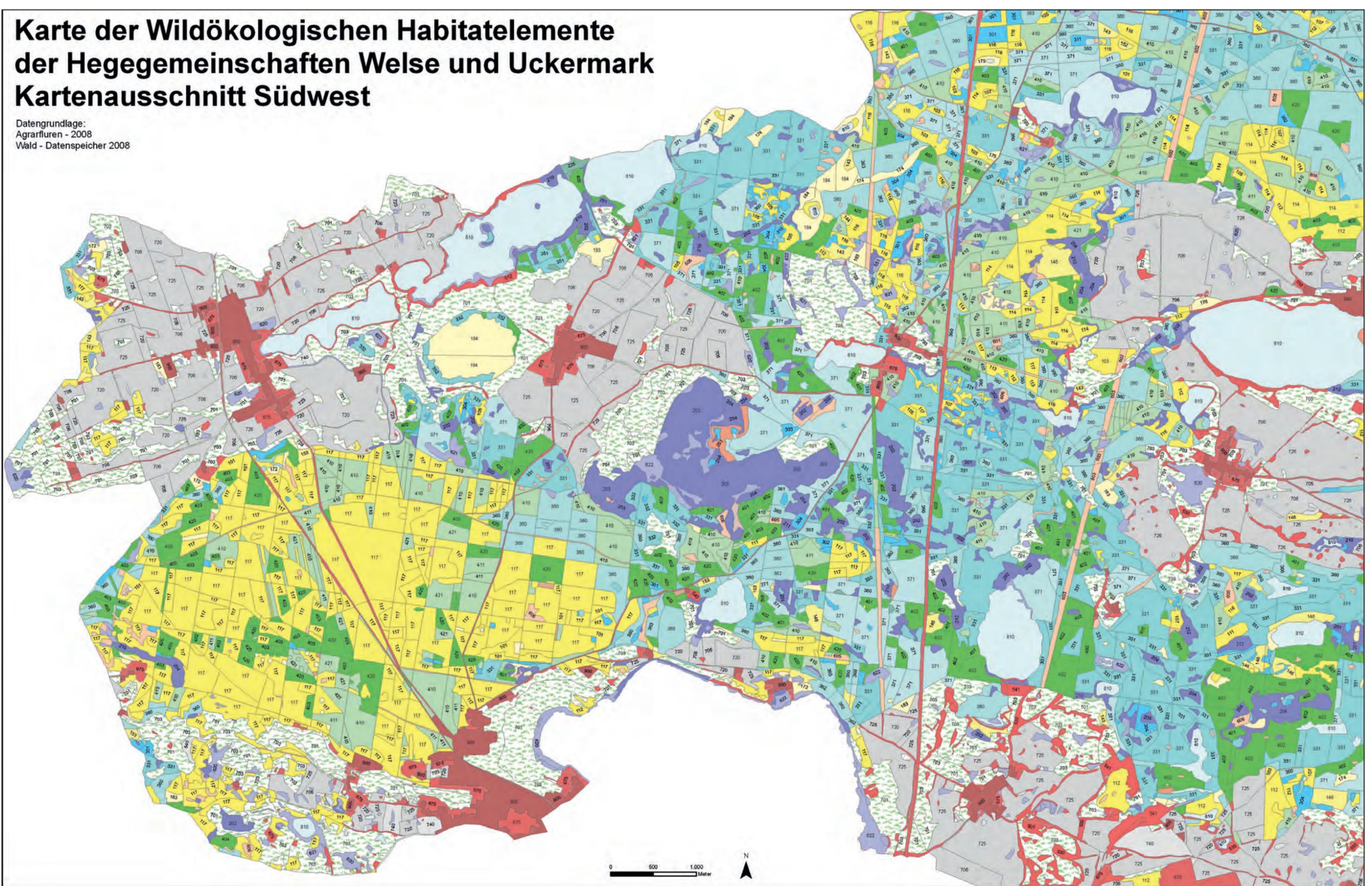
Karten- Legenden code		Habitat- Katalog code	Gebiets- Flächen prozent
G Flurgehölze			
GS Sölle mit Gehölzbestand			
501	Nasses Gehölz-Soll	GS1	0,26
502	Trockenes Gehölz-Soll	GS2	0,01
GR Reihen-Flurgehölze			
510	Baumreihen mit Laubbäumen	GR1	0,15
511	Baumreihen mit masttragenden Laubbäumen	GR2	0,01
512	Erlen-Gewässerrandstreifen	GR3	0,27
513	Obstbaum-Alleen	GR4	0,00
GW Flächen-Flurgehölze			
530	Laubbaum-Flurwald	GW1	0,83
531	Nadelbaum-Flurwald	GW2	0,02
GO Lockerstand-Flurgehölze			
540	Obstbaum-Wiese	GO1	0,05
541	Lockerer Baumbestand über Grasland	GO2	0,23
GG Flurgebüsche			
550	Flur-Laubgebüsche	GG1	0,17
551	Weidengebüsche	GG2	0,43
552	Gebüsch-Grünland-Komplex	GG3	0,35
O Offenland			
OW Waldnahes Offenland			
601	Schlagfluren	OW1	0,07
602	Trassen	OW2a	0,12
603	Trassen mit Gehölzaufwuchs	OW2b	0,12
604	Breite Waldwege	OW2c	0,10
605	Wildacker	OW3	0,03
606	Waldwiese	OW4	0,20
607	Offene Waldsümpfe mit Suhlenpotenzial	OW5	0,15
608	Schadflächen mit Totholz	OW6	0,01
ON Nasses Offenland (Röhrichte, Riede und Sumpfbüsche)			
620	Schilf-Röhricht	ON1	1,83
621	Seggenriede	ON2	0,57
622	Schilf-Weidengebüsch-Komplex	ON3	0,72
623	Offene Gewässer-Randzonen	ON4	0,00
624	Sölle mit Wasserstand	ON5	0,09
OT Trockenes Offenland			
640	Sand-Trockenrasen	OT1	0,02

Karten-Legenden code		Habitat-Katalog code	Gebiets-Flächen prozent
OFx Habitatelemente ohne Bewirtschaftung			
650	Goldruten-Ruderalvegetation	OFx1	0,03
651	Brennnessel-Ruderalvegetation	OFx2	0,03
652	Offene Sölle mit dichtem Pflanzenbewuchs	OFx3	0,07
OS Sonderhabitate			
670	Kiesgrube	OS2	0,31
671	Verkehrswege mit Einzäunung	OS3	0,27
672	Grünbrücke über die Autobahn	OS4	0,00
673	Verkehrswegränder mit Tausalzkontamination	OS5	0,62
674	Schienenwege	OS6	0,13
675	Wildzugängliche Siedlungsflächen	OS7	1,71
676	Breite Straßen	OS8	0,13
700	OF Agrarflur-Habitate		
Agrarflurhabitate mit reichlich Winteräsung			
701	Feuchtwiese	OFw1	4,99
703	Frischwiese, Grasland	OFw3	4,25
705	Winterraps-Schlag	OFr	3,58
706	Wintergetreide-Schlag	OFg	19,10
Agrarflurhabitate mit Sommerkulturen			
720	Mais-Kultur	OFM	4,30
721	Hirsen-Kultur	OFZ	0,11
722	Sonnenblumen-Kultur	OFH	0,61
723	Rüben-Schlag	OFd	0,32
724	Kartoffel-Schlag	OFf	0,12
725	Sommergetreide-Schlag	OFgs	3,81
726	Flächen mit Klee gras	OFbb	5,27
Agrarflur-Habitate mit wenig Äsung			
740	Stilllegungsfläche mit Niedrigbewuchs	OFs	0,61
800	U Gewässer		
UF Fließgewässer			
801	Flache und schmale Fließgewässer	UF1	0,01
US Stillgewässer			
810	Tiefe Stillgewässer	US1	3,71
UT Temporäre Gewässer			
820	Temporäre Seichtwasserstellen im Offenland	UT1	0,07
900	Si Siedlungen		
900	Städte, Dörfer, Ausbau	Si1	2,56

Für die ausgewiesenen Habitatelemente wurden Datenblätter mit den unter Gliederungspunkt 2 aufgelisteten Parametern der Requisitenausstattung angelegt.

Karte der Wildökologischen Habitatelemente der Hegegemeinschaften Welse und Uckermark Kartenausschnitt Südwest

Datengrundlage:
Agrarfluren - 2008
Wald - Datenspeicher 2008



Waldhabitate

Schattwaldhabitate

- Nadelbaum-Schattwaldhabitate
301 - 311
- Laubbaum-Schattwaldhabitate
330 - 353
- Nadelbaum-Laubbaum-Schattwaldhabitate
360 - 363
- Hainbuchen-Buchen-Schattwaldhabitate
371 - 372

Halbschattwaldhabitate

- Erlen-Halbschattwaldhabitate
201 - 213
- Edellaubholz-Halbschattwaldhabitate
221 - 226
- Roteichen-Halbschattwaldhabitate
241
- Hainbuchen-Halbschattwaldhabitate
251 - 252

Lichtwaldhabitate

- Nadelbaum-Lichtwaldhabitate
101 - 118
- Mast-Laubbaum-Lichtwaldhabitate
143 - 153
- sonstige Laubbaum-Lichtwaldhabitate
171 - 185

Dichtwald-Habitate

- Laubbaum-Dichtwaldhabitate
401 - 405, 420
- Nadelbaum-Dichtwaldhabitate
410 - 411, 421

Offenland-Habitate

Waldnahe Offenlandhabitate

- Schlagfluren, Trassen, Wildacker, Waldwiesen
601 - 608

Flurgehölze

- 501 - 550, 552

Nasse Offenland-Habitate

- Schilf-Röhricht, Seggenriede, Moore
Schilf-Weidengebüsch-Komplex
620 - 624, 551

Agrarflur-Habitate

- Feuchtwiese, Grasland
701 - 703
- Agrarflur-Habitate
705 - 726
- sonstiges Offenland
640 - 652, 740

Verkehrswege und Siedlungen

- Verkehrswege und Sonderflächen
670 - 676
- Siedlungen
900

Gewässer

- 801 - 820

0 1 2 Kilometer

Bearbeiter:
Gerhard Hofmann,
Ulf Pommer,
Egbert Gleich

2010

Die Liste der Habitatelemente dient gleichzeitig als Legende für die dem Beitrag beigefügte Ausschnittskarte der Wildökologischen Habitatelemente des Untersuchungsgebietes.

Das Gebiet ist, wie aus der Liste der Habitatelemente erkennbar wird, vegetationsstrukturell reichhaltig untergliedert und bietet der dort angesiedelten Damwildpopulation einen vielgestaltigen Lebensraum mit hoher biotischer Tragfähigkeit für Schalenwild. Es ergeben sich folgende Anteile der gebietsprägenden Landschaftselemente:

Wälder und Forsten	36,3 %
Flurgehölze	2,8 %
Offenland, unbewirtschaftet:	7,5 %
Offenland unter Agrarwirtschaft	47,0 %
Gewässer	3,8 %
Siedlungen	2,6 %

4. Vorrangige Nutzung von Habitatelementen der Uckermark durch Damwild

Die Auswertung basiert auf 18.001 Positionsmessungen im 4-StundenTakt von 10 besenderten Tieren in den Jahren 2006 bis 2008.

In der Größe der Streifgebiete unterscheiden sich Damhirsche deutlich von Damtieren, indem Damhirsche in den Beobachtungsjahren wesentlich größere Streifgebiete als Damtiere hatten, wie die folgende Zusammenstellung zeigt.

Damhirsch	BL	11.562 ha
	CM	1.755 ha
	BK	2.163 ha
	CX	8.710 ha
	BP	2.674 ha
Damtier	C	597 ha
	S	690 ha
	U	176 ha
	X	1.443 ha

Die besenderten Tiere hielten sich im Beobachtungszeitraum zu 54 % im Offenland und zu 46 % im Wald auf. Von der Vielzahl der im Gebiet vertretenen Habitatelemente wird vom Damwild nur eine relativ geringe Anzahl ständig aufgesucht, wie aus den prozentualen Anteilen an den insgesamt gemessenen Positionen ersichtlich wird. Zwei Drittel aller gemessenen Positionen lagen in nur 10 verschiedenen Habitatelementen, die in der Folge in ihren Steckbriefen vorgestellt werden.

- 15,4 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

OFg Wintergetreide-Schlag 706

Deckungsschutz-Stufe/Monat

0	0	0	0	5	6	6	0	0	0	0	0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs-Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs-Nutzvorrat in TS kg/ha			FW-Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
80	Getreide	2000		40	65	210	
80	Körner	1500					



- 9,3 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

W33a1 Pflanzenarmer Kiefern-Buchen-Schattwald 360

Deckungsschutz-Stufe/Monat

2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	2
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs- Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs- Nutzvorrat in TS kg/ha			FW- Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
0,1	Eberesche	1	1	0	0	0	
0,4	Eichen	7	6	2	1	1	
0,2	Buche	12	10	3	2	2	
0,2	Kleinkräuter	4	3	1	0	1	
0,5	Drahtschmiele	11	9	2	1	1	9
	Buheckern			30	30		
	Pilze		5	3			
		35	34	41	34	5	



- 9,2 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

W42N1 Nadelbaum-Dichtwald 410 Aus Kiefern, Fichten, Lärchen und anderen Nadelbäumen

Deckungsschutz-Stufe/Monat

7	7	7	7	8	8	8	8	8	7	7	7
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs- Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs- Nutzvorrat in TS kg/ha			FW- Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
3	Nadelbäume	453	362	117	78	78	
4	Drahtschmiele	47	38	12	8	8	9
	Pilze		5	3			
		500	405	132	86	86	



- **9,2 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:**

OFw2**Frisch-Wiese, Grasland****703**

Deckungsschutz-Stufe/Monat

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs-Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs-Nutzvorrat in TS kg/ha			FW-Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf							
1	Schafgarbe	8	6	2	1	2	5
5	Kleinkräuter	41	33	8	5	8	
5	Kleearten	41	33	8	5	8	6
5	Löwenzahn	41	33	8	5	8	5
10	Glatthafer	143	114	9	6	9	4
5	Honiggräser	83	66	6	4	6	7
24	Rispengräser	320	256	15	10	15	8
8	Weidelgräser	120	96	8	5	8	9
9	Knäuelgräser	140	112	9	6	9	8
6	Quecken	85	68	6	4	6	6
		1022	817	79	51	79	



- **6,8 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:**

OFbb**Flächen mit Klee gras****726**

Deckungsschutz-Stufe/Monat

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs-Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs-Nutzvorrat in TS kg/ha			FW-Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf							
40	Futtergras	1000	1000	100	100	120	9
50	Klee	1200	1200	100	100	120	6
		2200	2200	200	200	240	



84 Habitatökologische Grundlagen für die Untersuchung der Lebensraumnutzung des Damwildes in der Uckermark

- 3,3 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

OFgs Sommergetreide-Schlag 725

Deckungsschutz-Stufe/Monat

0	0	0	0	3	6	6	6	0	0	0	0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs-Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs-Nutzvorrat in TS kg/ha			FW-Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
80	Getreide	1500	2000				
80	Körner		1500				
		1500	3500				



- 2,9 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

W11r7a Blaubeer-Lockerdecken-Kiefern-Lichtwald 116

Deckungsschutz-Stufe/Monat

3	3	3	3	4	4	4	4	4	3	3	3
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs-Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs-Nutzvorrat in TS kg/ha			FW-Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
0,3	Eberesche	4	3	2	1	1	
0,5	Birken	6	5	2	1	1	
0,5	Eichen	6	5	2	1	1	
0,1	Buche	1	1	1	0	0	
0,2	Kiefer	36	29	10	7	7	
15	Blaubeere	410	328	45	30	30	9
0,1	Ampfer	1	0	0	0	0	
0,2	Straußgräser	4	3	0	0	0	7
5	Drahtschmiele	58	46	15	10	10	9
0,3	Kleinseggen	4	3	2	1	1	2
	Pilze		5	3			
		530	428	82	51	41	



- 2,5 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

W11r3 Himbeer-Drahtschmielen-Kiefern-Lichtfeld 112

Deckungsschutz-Stufe/Monat

3	3	3	3	3	4	4	4	4	3	3	3
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs- Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs- Nutzvorrat in TS kg/ha			FW- Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf							
0,1	Birken	1	1	1	0	0	
1	Eichen	12	10	3	2	2	
1	Buche	12	10	3	2	2	
10	Himbeere	131	105	30	20	20	
5	Brombeeren	121	97	30	20	20	
3	Blaubeere	66	53	9	6	6	9
0,1	Simsen	1	1	1	0	0	5
1	Straußgräser	21	17	2	1	2	7
1	Honiggräser	21	17	2	1	2	7
25	Drahtschmiele	302	242	57	38	38	9
0,3	Kleinseggen	4	3	2	1	2	2
		692	556	140	91	94	



- 2,5 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

W32a1 Pflanzenarmer Buchen-Schattwald 330

Deckungsschutz-Stufe/Monat

1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Äsungs-Parameter

Deckungs- Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs- Nutzvorrat in TS kg/ha			FW- Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf							
0,2	Eichen	4	3	1	1	1	
0,1	Buche	1	1	1	0	0	
1	Kleinkräuter	8	6	1	1	1	
0,1	Simsen	1	1	1	0	0	2
5	Rispengräser	40	32	15	5	5	8
0,4	Drahtschmiele	5	4	2	1	1	9
0,4	Kleinseggen	5	4	2	1	2	2
	Bucheckern			50	50		
	Pilze		5	3			
		64	56	76	59	10	



- 2,4 % aller georteten Positionen lagen im Habitatelement:

W32a2 Sauerklee-Buchen-Schattwald

331

Deckungsschutz-Stufe/Monat

2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	

Äsungs-Parameter

Deckungs-Prozent in Veg.-Zeit	Pflanzenarten bzw. Vegetation	Vegetationszeit Vorrat an äsbarer Pflanzenmasse in kg TS/ha		Jahreskaltzeit Äsungs-Nutzvorrat in TS kg/ha			FW-Zahl
		5 - 7	8 - 9	10-11	12- 2	3- 4	
Monate im Jahresverlauf							
0,1	Eberesche	1	1	1	0	0	
0,3	Eichen	4	3	2	1	1	
0,3	Buche	4	3	2	1	1	
3	Anemonen	24				24	2
3	Kleinkräuter	24	20	2	1	1	
0,5	Simsen	6	5	2	1	1	2
8	Rispengräser	120	96	7	5	6	8
0,5	Kleinseggen	6	5	2	1	2	2
	Buheckern			50	50		
		189	133	68	60	36	



In weiteren 13 Habitatelementen wurden Frequentierungen zwischen 2 und 1 % der gemessenen Positionen verzeichnet. In der Masse der weiteren Habitatelemente lag die Zahl der ermittelten Positionen zum großen Teil weit unter 1 %.

Es kann festgestellt werden, dass Damwild zwar in fast allen Habitatelementen geortet wurde, aber nur wenige davon zu den bevorzugten Aufenthaltsorten gehören.

5. Auswertebispiel: Im Focus das Raum- und Zeitverhalten des Damhirsches H5641 am 30. Juli 2008.

Zur besseren Erfassung des zeitlichen Verhaltens wurden 2008 bis 2009 weitere 7 Stück (4 Damhirsche und 3 Damtiere) besendert, deren Position im 10-Minutentakt telemetrisch ermittelt wurde. Aus dieser Gruppe hat sich der Damhirsch H5641 (Abb. 5.1) während eines Tages in 5 Habitatelementen aufgehalten, in der Nacht überwiegend auf freiem Feld, während des Tages wechselte er mehrfach zwischen freien und geschützten Bereichen innerhalb des Waldes. Beachtenswert ist die große Affinität des beobachteten Tieres zu Grenzbereichen von unterschiedlich strukturierten Habitatelementen mit differenziertem Deckungsschutz.



Abb. 5.1: Damhirsch H5641 am 12. Juli 2008, 21.45 Uhr

Solche Grenzbereiche zeichnen sich in der Regel auch noch durch höhere Vielfalt in der Requisitenausstattung des Lebensraumes aus.

Die folgenden Darstellungen zeigen, zu welchen Zeiten sich der Hirsch in welchen Habitatelementen aufgehalten hat (Abb. 5.2 - 5.6), welche Deckungsverhältnisse jeweils herrschten, welche Äsungspflanzen vorhanden waren (folgende Ablaufbeschreibung) und wie er sich an diesem Tag im Gelände bewegt hat (Abb. 5.7).

30. Juli 2008, 0 Uhr MEZ

Zeit	Deckungs- stufe	Habitat- element	Vorhandene Äsungspflanzen
Nachtzeit			
0.00 bis 0.50 Uhr	8	Aufenthalt im freien Feld auf Futterpflanzenfläche (HE 726),	Klee, Ackergras
0.50 bis 1.20 Uhr	8	zieht auf der Futterpflanzenfläche (HE 726) in die Nähe einer Feldhecke (HE 550) und verbleibt dort,	Klee, Ackergras
1.20 bis 2.10 Uhr	8	zieht an der Feldhecke (HE 550) entlang,	
2.10 bis 2.30 Uhr	8	zieht von der Feldhecke (HE 550) auf einen Sommergetreide-Schlag (HE 725) in der Nähe der Feldkante, erreicht den Feldrand um 2.40 Uhr.	Sommergetreide
2.30 bis 2.40 Uhr	8	Aufenthalt an der Feldkante,	
2.40 bis 3.10 Uhr	8	Aufenthalt an der Feldkante,	
Tageszeit			
3.10 Uhr	3	wechselt in den pflanzenarmen Kiefern-Buchen-Schattwald (HE 360),	wenig Drahtschmiele
3.20 bis 3.30 Uhr	7	wechselt durch ein Kiefern-Stangenholz des Nadelbaum-Dichtwaldes (HE 410)	Drahtschmielen-Horste
3.30 bis 5.10 Uhr	1	zu einem offenen Seggenried (HE 621) und bewegt sich in den Randzonen	Großseggen, Himbeere
	4	von Seggenried und Stangenholz (HE 410 zu HE 621) bis 5.10 Uhr.	wenig Drahtschmiele Brennnessel
5.10 bis 5.30 Uhr	7	Wechselt in das Stangenholz (HE 410) und durchquert es zu einem	Drahtschmielen-Horste
5.30 bis 9.00 Uhr		Kiefern-Buchen-Schattwald (HE 360) und hält sich dort in den Grenzzonen beider Habitatelemente bis 9.10 Uhr auf,	wenig Drahtschmiele
9.10 bis 9.20 Uhr	7	wechselt zurück zum offenen Seggenried,	Großseggen
9.20 bis 9.40 Uhr	4	verbleibt in den Grenzzonen von HE 621 zu HE 410	wenig Drahtschmiele
9.40 bis 13.10 Uhr	5	und kehrt um 9.40 Uhr zurück in Grenzzone der Habitatelemente HE 410 und HE 360.	wenig Drahtschmiele
13.10 bis 13.20 Uhr	7	Rückwechsel zum offenen Seggenried (HE 621),	
13.20 bis 13.40 Uhr	1	verweilt dort kurz und zieht 13.40 Uhr in das Innere des Stangenholzes (HE 410), wo er sich bis 18.40 Uhr aufhält. Dabei bewegt	Drahtschmiele-Horste
13.40 Uhr	7	er sich zwischen dichteren, undurchforsteten Partien und einer stark auf Lichtwuchs durchforsteten Parzelle, in der sich schon mehr Bodenvegetation mit Äsungspflanzen entwickelt hat, bis 18.40 Uhr. Danach	Drahtschmiele Straußgras
	6	erneuter Abzug zum offenen Seggenried (HE 621).	
18.40 bis 19.20 Uhr	5	Aufenthalt auf der offenen Seggenried- Fläche (HE 621).	Großseggen, Binsen
19.20 bis 19.30 Uhr	1	Aufenthalt im Grenzbereich Kiefern-Stangenholz (HE 410) und Seggenried (HE 621), zieht	Brennnessel, Himbeere, Drahtschmiele
19.30 bis 20.10 Uhr	4	zurück in das Kiefern-Stangenholz (HE 410) in Richtung Feldkante, verbleibt dort bis 20.10 Uhr.	Drahtschmiele Straußgras
	7	Aufenthalt am Waldrand,	wenig Drahtschmiele
20.10 Uhr	0	Austritt aus dem Wald auf Futterpflanzenfläche (HE 726), verbleibt dort bis 20.30 Uhr.	Klee, Ackergras
20.30 Uhr	5	Wechsel zum Sommergetreide-Schlag (HE 725), verbleibt dort bis 21.40 Uhr, zieht weiter zum	Sommergetreide
Nachtzeit			
21.40 Uhr	8	Aufenthalt auf Futterpflanzenfläche (HE 726), überquert Feldhecke (HE 550) und verbleibt dort bis 24.00 Uhr zwischen zwei benachbarten Feldhecken (HE 550) auf	Klee, Ackergras
	8	Futterpflanzenfläche (HE 726).	Klee, Ackergras

**Raum-Zeit-Verhalten
des Damhirsches H5641 am 30. Juli 2008
im Bild**

Nachtzeiten blau
Tageszeiten orange



Abb. 5.4: HE 621 Seggenriede

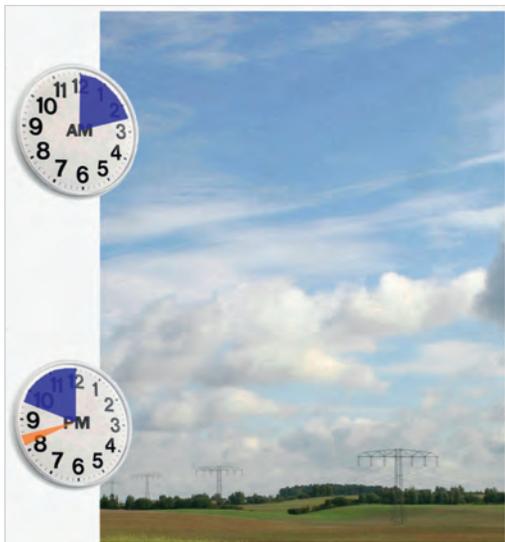


Abb. 5.2: HE 726 Fläche mit Klee gras



Abb. 5.5: HE 410 Nadelbaum-Dichtwald



Abb. 5.3: HE 360 Pflanzenarmer Kiefern-Buchen-Schattwald

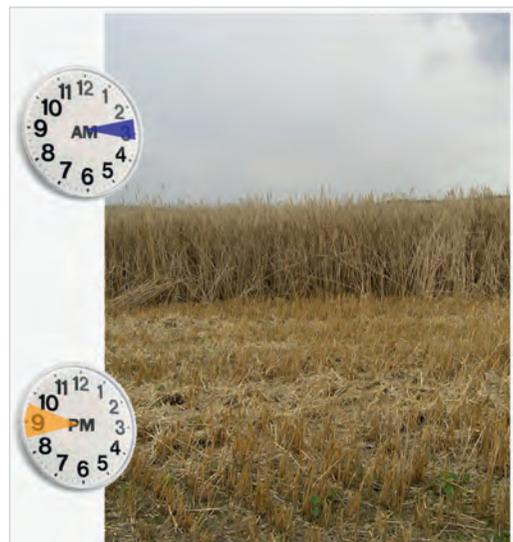


Abb. 5.6: HE 725 Sommergetreide-Schlag

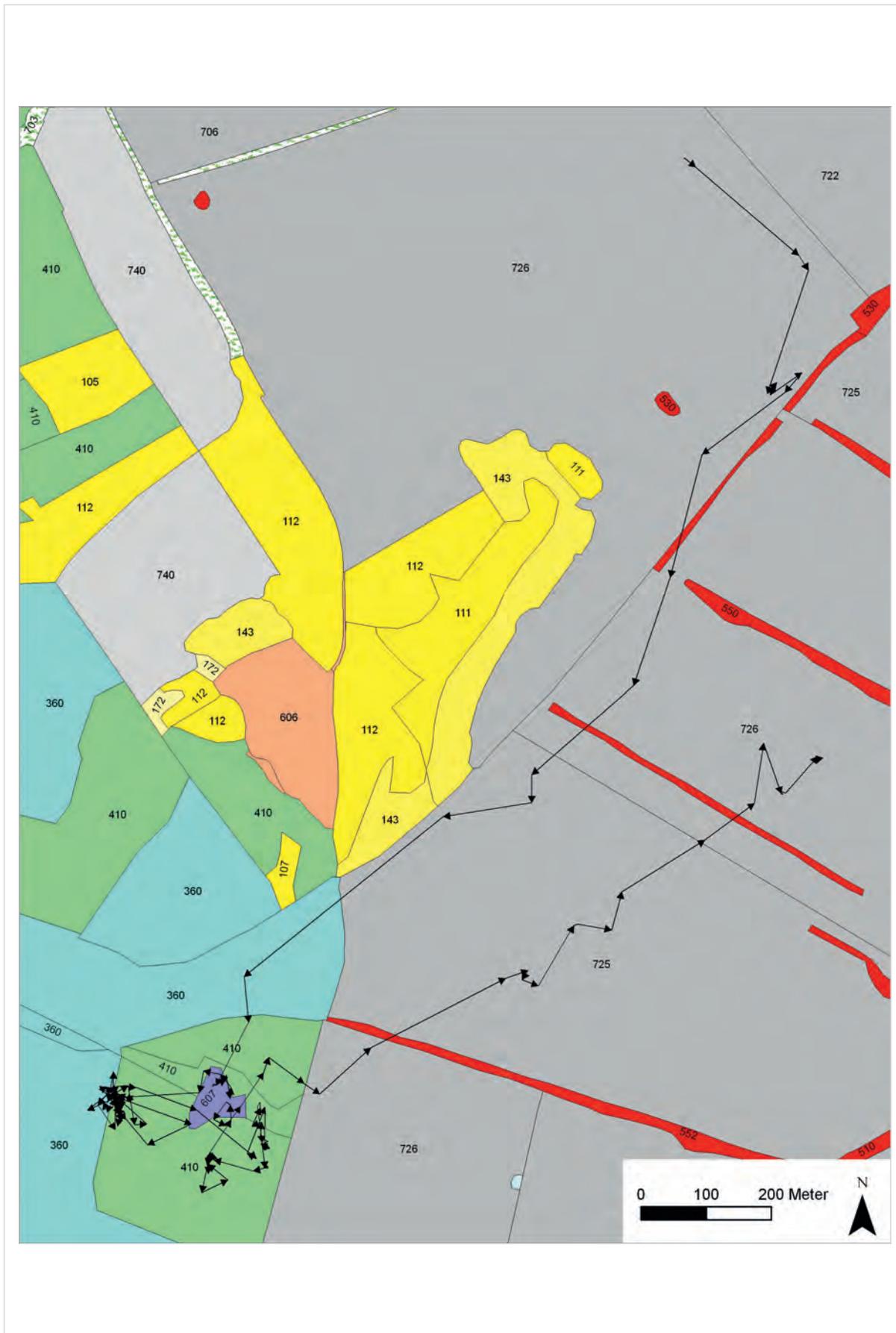


Abb. 5.7: Bewegungsprofil des Damhirsches H5641 am 30. Juli 2008

Dieses Einzelbeispiel soll keiner Verallgemeinerung dienen, die erst aus der Gesamtauswertung des Materials ableitbar ist. Es informiert aber aus der Betrachtung des Verhaltens eines Damhirsches im Lebensraum, welcher Aktionsradius besteht, in welcher Form Ansprüche an die Äsung befriedigt werden und in welcher Art dem Schutzbedürfnis Rechnung getragen wird.

6. Erstellung einer Datenbank zur multivariaten Auswertung der gesammelten Daten der Habitatelemente des Lebensraumes

Es wurde eine Datenbank entwickelt, die die unter Punkt 2 aufgeführten Informationen enthält, und die es erlaubt, diese Daten des Lebensraumes mit Datum, Uhrzeit in MEZ, Nr. des Habitatelementes, Exposition und Hangneigungsklasse für die Aufenthalte der besenderten Tiere während der Untersuchungsdauer zu verschneiden. Das ermöglicht eine multivariate Auswertung und anschließende Interpretation des Raum-Zeit-Verhaltens des Damwildes im Untersuchungsgebiet, die einer späteren Mitteilung vorbehalten bleiben sollen.

7. Literatur

- BRIEMLE, G.; NITSCHKE, S.; NITSCHKE, L. (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 38: 203-225.
- DITTRICH, G.; STEDE, TH.; MEHLITZ, S. (1988): Untersuchungen zur Äsung und zum Wildschaden mit unterschiedlicher Wilddichte. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, 15: 25-29.
- GLEICH, E.; DOBIÁŠ, K.: Machen Grünbrücken Sinn? Ergebnisse aus telemetrischen Untersuchungen von Damwild im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 44: 64-70.
- HOFMANN, G., POMMER, U., JENSSEN, M. unter Mitarbeit von AHRENS, M. u. DOBIÁŠ, K. (2009): Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXIX.
- PETRAK, M. (1987): Futterwertzahl und Beäsungintensität ausgewählter Nahrungspflanzen des Damhirsches (*Cervus dama* Linné 1758). Z. Jagdwiss. 33: 98-105.
- PRIEN, S. (1988): Wildschäden durch Damwild im Walde. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, 15: 39-47.
- PRIEN, S.; WIEPRICH, F. (1988): Ernährung des Damwildes (*Cervus dama* L.) in einem relativ armen Biotop unter besonderer Berücksichtigung der Jahreszeit. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, 15: 30-38.
- SIEFKE, A.; STUBBE, C. (2008): Das Damwild. Neumann-Neudamm AG. Melsungen. ISBN 978-3-7888-1179-2
- ZÖRNER, H. (1986): Untersuchungen zur Ernährung des Damwildes in einem Laubwaldrevier. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, 14: 129-138, 139-154.

Modellvorhaben Schwarzwild in der Agrarlandschaft – Probleme und Maßnahmen

JÜRGEN GORETZKI UND ANDREAS LEPPMANN

Vorbemerkungen

Die Schwarzwildstrecken sind in den letzten Jahren in Deutschland weiterhin stark angewachsen. Waren es in den 1930er Jahren im über 1/3 größeren Deutschland noch insgesamt unter 40tausend Sauen, die gestreckt wurden, sind es im Jagdjahr 2008/09 über 640tausend (Abb. 1).

Im Land Brandenburg wurden 2008/09 mehr als doppelt soviel Sauen gestreckt (Abb. 2) als im Deutschland der 1930er Jahre.

Die Strecke pro 100 ha liegt in Brandenburg auch deutlich über dem Bundesdurchschnitt (Abb. 3).

Zum Schwarzwildproblem allgemein und den möglichen ökonomischen und seuchenhygienischen

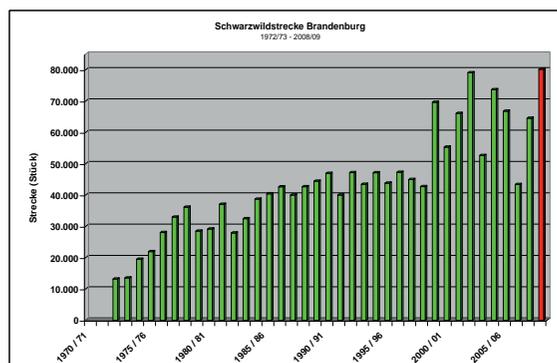


Abb. 2: Jagdstrecken im Land Brandenburg

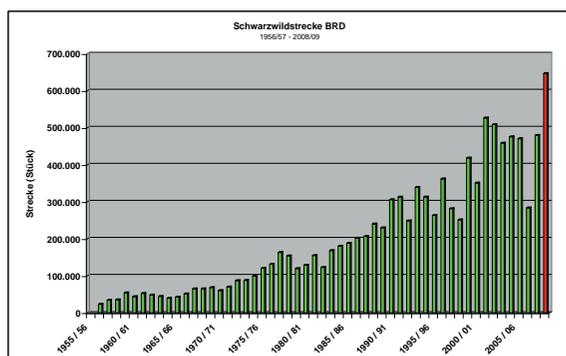


Abb. 1: Jagdstreckenentwicklung in der Bundesrepublik Deutschland

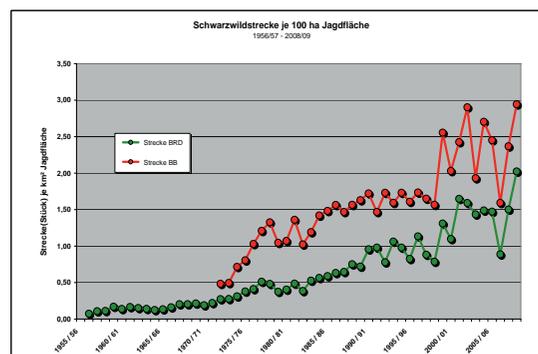


Abb. 3: Jagdstrecken pro 100 ha, Bundesdurchschnitt und Land Brandenburg

Konsequenzen wurde in der Literatur umfangreich Stellung genommen (u. a. GORETZKI 2007; LEPPMANN 2010).

DR. JÜRGEN GORETZKI
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Institut für Waldökologie und Waldinventuren
 Tel.: 03334 / 65300
 E-Mail: juergen.goretzki@vti.bund.de
 ANDREAS LEPPMANN
Deutscher Jagdschutzverband e. V.
 Tel.: 030 / 31904550
 E-Mail: A.Lepmann@Jagdschutzverband.de

Eine spezielle Darstellung der Situation im Land Brandenburg gibt es von GORETZKI u. DOBIĄŚ (2010), die auf dem Landesjägertag 2009 vorgestellt wurde. Eine mögliche Gefährdung der Hausschweinbestände, anhaltend steigender Wildschaden, die zunehmende Nutzung urbaner Lebensräume sowie durch den Allesfresser Schwarzwild ein mit hoher Wahrscheinlichkeit stark wachsender Einfluss auf den Erhalt der biologischen Vielfalt führen zu einem anhaltenden Problem für viele Bereiche der Gesellschaft. Verschärft wird die Situation noch durch den stark steigenden Anbau von Energiepflanzen, in deren Schlägen das Schwarzwild noch zusätzlich Deckung und Nahrung findet und sich über Monate weitestgehend einer Bejagung entziehen kann.

Das Modellvorhaben

Dieser Situation Rechnung tragend wurde vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz ein Modellvorhaben initiiert und finanziert, das Wege aufzeigen soll, wie durch ein Miteinander von Landwirten, Eigentümern und Jägern die Schwarzwildbestände zurückgeführt und für alle ökonomisch vorteilhafte Lösungen zur Eindämmung der Wildschäden gefunden werden können. Projektträger des Modellvorhabens ist der Deutsche Jagdschutzverband in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Bauernverband. Hintergrund des Modellvorhabens ist die Konzentration des Maisanbaus in einigen Regionen, wodurch sich Anbaustrukturen geändert haben und die Bejagung erschwert wird.

Bundesweit wurden 6 landwirtschaftliche Betriebe mit unterschiedlicher Betriebsstruktur und Schlaggröße ausgewählt, auf denen das Zusammenspiel verschiedener ackerbaulicher und jagdlicher Methoden untersucht wird. Dabei liegt ein Schwerpunkt in der Anlage von Bejagungsschneisen in Maisflächen. Die Berechnung der Wirtschaftlichkeit der Schneisen wird durch die Fachhochschule Südwestfalen in Soest übernommen, das von Thünen Institut Eberswalde ist für die jagdwissenschaftliche Auswertung der Streckenergebnisse verantwortlich. Hierfür wurden spezielle Meldekarten entwickelt. Mit den an die Jäger ausgegebenen Meldekarten sollen die Einzelheiten der Jagdausübung, insbesondere der zeitliche Aufwand und die Wirkung der Schneisen auf das Streckenergebnis in Abhängigkeit von Witterung und Maiswachstum dokumentiert werden (Abb. 4).

Platz für Adressaufkleber des Projektbetriebes		Entgelt zahlt Empfänger	
Beobachter	Datum	Antwort	
Beob.-zeitraum	Jahr - Jahr		
Anstandort			
Witterung <small>(Landschafter bestimmen)</small>		Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. Johannes-Henry-Straße 26 53113 Bonn	
wolkenlos <input type="checkbox"/>	niederschlagsfrei <input type="checkbox"/>	Wind	
teilw. bewölkt <input type="checkbox"/>	zeitw. Regen <input type="checkbox"/>	schwach <input type="checkbox"/>	
bewölkt <input type="checkbox"/>	starker Regen <input type="checkbox"/>	mäßig <input type="checkbox"/>	
stark bewölkt <input type="checkbox"/>	nach Regen/Gewitter <input type="checkbox"/>	stark <input type="checkbox"/>	

Abb. 4: Meldekarten für Jagdeinsätze



Abb. 5: Breitsaat in Röddelin



Abb. 6: Nicht bestellte Querschneise in Röddelin. Hier wird bei der Aussaat nur die Drillmaschine angehoben.

Das Modellvorhaben wird ergänzt durch ein ornithologisches Begleitprojekt, in dem das Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V. Münchenberg die Auswirkungen der Bejagungsschneisen auf die Vielfalt der Agrarvogelwelt untersucht.

Im Land Brandenburg ist der Agrarbetrieb Röddelin, nahe Templin, Kreis Uckermark, in das Projekt einbezogen. Der Betrieb, der eine große Biogasanlage betreibt, die mit Mais und Ganzpflanzensilage „gefüttert“ wird, hat eine Maisanbaufläche ca. 500 ha, auf vergleichsweise sehr großen Schlägen.

In den in das Modellvorhaben einbezogenen Betrieben wird mit unterschiedlichen Einsaaten, Schneisenbreiten (Abb. 5) oder nicht bestellten Schneisen gearbeitet (Abb. 6). Die Schneisen werden überwiegend innerhalb des Maisschlages angelegt, so dass für die Sauen ein „Sicherheitsgefühl“ entsteht.

Entscheidend ist, dass die bestellten Schneisen vor dem Einsetzen der Milchreife beim Mais abgeerntet werden, damit ein Schussfeld entsteht.

Erste Ergebnisse

Insgesamt konnten aus den Jahren 2008 und 2009 387 Meldekarten ausgewertet werden.

Quer zur Reihe angelegte Schneisen bringen einen größeren Bejagungserfolg als Schneisen zwischen den Reihen, da die Sauen bevorzugt entlang der Reihen wechseln.

In beiden Untersuchungsjahren konnte auf den Schneisen ein Prozentsatz von 35 % und 57 % der Gesamtabschüsse realisiert werden. Es ist davon auszugehen, dass bei fehlenden Schneisen der überwiegende Teil der auf den Schneisen gestreckten Sauen nicht erlegt worden wäre.

In den Monaten Juli und August wurden die höchsten Abschüsse auf den Schneisen realisiert, im Oktober im Zuge der Erntetätigkeit.

Literatur

GORETZKI, J. (2007): Entwicklung der Schwarzwildstrecken in Deutschland und aktuelle Probleme der Bewirtschaftung. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, 32 :361-372.

- GORETZKI, J.; DOBIÁŠ, K. (2010): Streckenentwicklung des Schwarzwildes und aktuelle Probleme der Bewirtschaftung in Brandenburg. In: Schwarzwild in Brandenburg. Landesjagdverband Brandenburg, Schwarzwild Sonderheft: 5-13.
- LEPPMANN, A. (2010): Modellvorhaben Schwarzwildbewirtschaftung in der Agrarlandschaft – Erste Erkenntnisse. In: Schwarzwild in Brandenburg. Landesjagdverband Brandenburg, Schwarzwild Sonderheft: 23-26.

Lebensraumnutzung von Rotwild in der Schorfheide – Ergebnisse aus mehrjährigen GPS-GSM-Satellitentelemetriestudien

FRANK TOTTEWITZ, MATTHIAS NEUMANN UND HUBERTUS SPARING

Einleitung

Die Schorfheide hat als Rotwildlebensraum eine lange Tradition. Nach REIMOSER (2002) gilt das autochthone Rotwild in Mitteleuropa als „Naturerbe“. Vom natürlichen Verhalten her ist es ein tagvertrautes Steppentier der halboffenen Landschaften. Durch intensive Landnutzung und hohen Jagddruck wurde es in den zurückliegenden Jahrhunderten mehr und mehr zum nachtaktiven Waldtier. Die Nahrungsaufnahme im Offenland wird dadurch erschwert. Folge des zurückgedrängten Lebens in Kulturen, Dickungen und Stangenwäldern sind teils beträchtliche Vegetationsbelastungen, die schnell zu Verbiss- und Schälschäden werden.

Da Rotwild als ausgesprochen sensible und lernfähige Wildart bekannt ist, sind genaue Kenntnisse zur Lebensweise notwendig.

Konkrete Aussagen zu Streifgebietsgrößen im Zusammenhang mit Wanderbewegungen und jahreszeitlich bevorzugten Schwerpunktgebieten oder über den Tag-Nacht-Rhythmus in Abhängigkeit der Nutzungsintensität von Lebensräumen liegen aber bisher kaum vor. Auch und gerade weil sich die Habitate zudem sowohl geomorphologisch, geobotanisch, aber auch hinsichtlich der Nutzungsintensität unterscheiden, sind Kenntnisse der speziellen Lebensweise einer Rotwildpopulation für die artgerechte und lebensraumangepasste Wildbewirtschaftung von grundlegender Bedeutung.

¹ Den Initiatoren und Förderern des Projektes und den Helfern in den Hegegemeinschaften, Oberförstereien und Jägerschaften gilt ein herzlicher Dank für die Unterstützung. Unser Dank gilt des Weiteren dem Brandenburger Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz; dem Landesjagdverband Brandenburg e.V., der Landesforstanstalt Eberswalde, Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft, namentlich Herrn Egbert Gleich

DR. F. TOTTEWITZ, M. NEUMANN, H. SPARING
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Institut für Waldökologie und Waldinventuren
Tel.: 03334 / 65300
E-Mail: frank.tottewitz@vti.bund.de
matthias.neumann@vti.bund.de
hubertus.sparing@vti.bund.de

Am Institut für Waldökologie und Waldinventuren Eberswalde des Johann Heinrich von Thünen Instituts (vTI), werden in Zusammenarbeit mit verschiedenen Institutionen¹ seit dem Jahr 2003 sehr umfangreiche Satellitentelemetrie-Projekte in verschiedenen Lebensräumen wissenschaftlich betreut. Eines der Untersuchungsgebiete ist das Territorium der Schorfheide.

Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen neben der Erweiterung wildbiologischen Grundlagenwissens vor allem praktische Belange. Kenntnisse über unterschiedliche Verhaltensweisen und Raumnutzungsansprüche sind in der gegenwärtigen Diskussion um den Einfluss von Wild auf die Waldvegetation von grundlegender Bedeutung. Nur wenn die Lebensweise des Wildes unter den konkreten Rahmenbedingungen vor Ort bekannt ist, kann eine gebietscharakteristische Wildbewirtschaftung erfolgen. Dies trägt wesentlich zu einer Entspannung des sog. Wald-Wild-Konfliktes bei.

Das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin wird durch die Bundesautobahn 11 zerschnitten. Deren Wirkung auf die Lebensraumnutzung des Rotwildes stellt einen zusätzlichen Untersuchungsschwerpunkt dar.

Im Rahmen dieser Veröffentlichung soll ein Überblick über die satellitentelemetrischen Forschungen am vTI mit dem Schwerpunkt Rotwild in der Schorfheide gegeben werden.



Abb. 1: Kahlwildrudel in der Schorfheide, Drahtschmielen-Kiefern-Lichtwald (Foto: L. Müller)



Abb. 2 und 3: Alttier bzw. junger Hirsch mit Sende- und Sichtalsband (Fotos: E.Gleich/ vTI-Archiv)

Untersuchungsgebiet

Die Schorfheide ist ein Teil des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Das Gebiet befindet sich ca. 75 km nordöstlich von Berlin zwischen den Orten Angermünde im Osten, Joachimsthal im Süd-Osten, Groß-Schönebeck im Süd-Westen, Zehdenick im Westen, Templin im Nord-Westen und Greifenberg im Nord-Osten.

Mit rund 65.000 ha ist die Schorfheide eines der größten geschlossenen Waldgebiete Deutschlands. Das vielfältige und oft wechselnde Spektrum der Waldgesellschaften reicht von reinen Kiefernforsten (Abb. 1) über Kiefern- und Laubmischwäldern, natürlichen Eichenmisch- und Buchenwäldern bis hin zu Erlenbruchwäldern. Die Wälder werden durch Seen, Fließgewässer, Wiesen, Ackerbauflächen, Moore und Siedlungen aufgelockert. Landschaftlich ist das Gebiet vor allem durch die glaziale Serie der letzten Eiszeit geprägt. Das Klima trägt subkontinentalen Charakter.

Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,0-8,5 °C bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von nur 480-580 mm.

In zwei weiteren Untersuchungsgebieten des nordostdeutschen Tieflands (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft – Darß-Zingst und Ruppiner/Wittstocker Heide) und im Mittelgebirgsraum des Thüringer Waldes und der Vorderrhön erfolgen ähnliche Untersuchungen zur Lebensraumnutzung des Rotwildes.

Material und Methoden

In den Jahren 2003 bis 2010 wurden im Rahmen des Satellitentelemetrieprojektes am vTI insgesamt 68 (49 männliche/ 19 weibliche) Stücke Rotwild unterschiedlichen Alters mit Halsbandsendern und Sichtalsbändern markiert, davon 18 (10/ 8) in der Schorfheide (Tabelle 1). Hier wurde im August 2003 mit der Markierung begonnen.

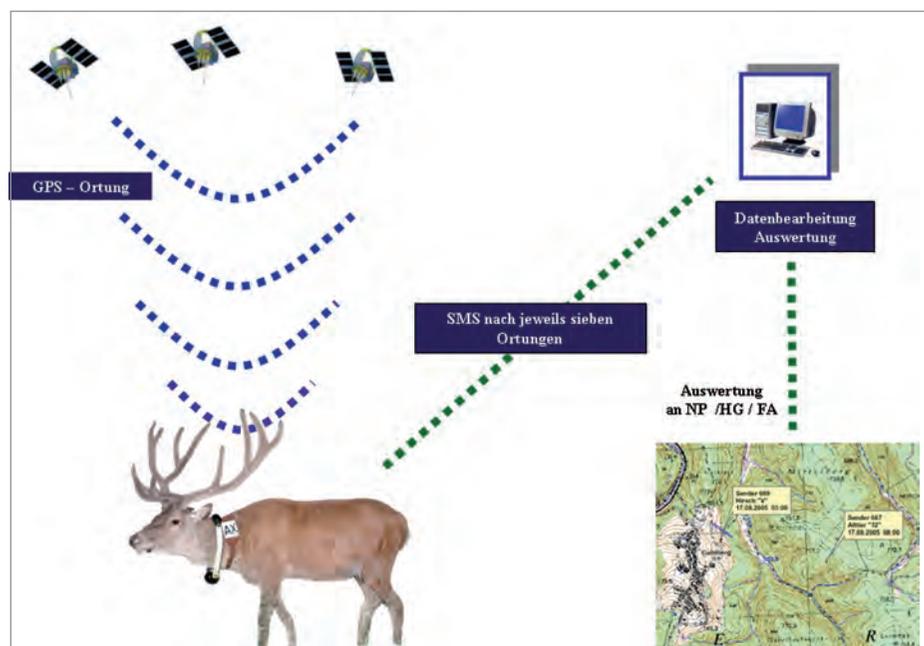


Abb. 4: Wirkungsprinzip der GPS-GSM Satellitentelemetrie

Die entscheidende Voraussetzung und aufwendigste Arbeit liegt bei der Immobilisierung der zu besendenden Tiere. Im Thüringer Wald ist dies in den Wintermonaten an den Fütterungen relativ einfach. Dort ist es sogar mehrfach gelungen, Sendehalsbänder mit leeren Batterien auszutauschen. Wesentlich komplizierter stellen sich die Arbeiten im Tiefland (Schorfheide, Darß/Zingst) dar. Da hier nennenswerte Schneelagen eine Ausnahme sind, müssen andere Methoden wie das Anpirschen in den Einständen und an Brunftplätzen oder der Anreiz an dafür speziell vorbereitete Kirrungen angewendet werden. Die Erfolgsquote ist dabei erwartungsgemäß deutlich geringer als im Mittelgebirge.

Das Wild wurde mittels Betäubungsgewehr immobilisiert. Dabei kamen Kaltgasprojektoren der Fa. Danject zum Einsatz, mit denen es möglich ist, Tiere auf Entfernungen bis maximal 50 m tierschutzgerecht zu betäuben. Als Medikament fand die „Hellabrunner Mischung“ (HATLAPA und WIESNER 1982) Anwendung. In Fällen besonders tiefer Schlafphase wurde zur Verkürzung der Wirkungsdauer Yohimbin® oder Antisedan® injiziert.

Im immobilisierten Zustand erhielten die Tiere ein GPS- Telemetriehalsband der Firma VECTRONIC Aerospace GmbH Berlin, ein Sichthalsband und Ohrmarken der Firma Rototag (s. Abb. 2 und 3).

Die Sichthalsbänder sind mit Buchstaben- oder Zahlenkombinationen versehen, um eine spätere individuelle Erkennung des Stückes zu ermöglichen. Außerdem wurden die Stücke nach standardisierten Vorgaben vermessen und anhand der Zahnabnutzung eine Alterseinschätzung vorgenommen.

Im Sendehalsband befindet sich neben einem GPS-Modul (Global Positioning System, WGS 84) und einem GSM-Modul (Global System for Mobile Communication, Handy-SIM Karte D1), ein Temperatur- und ein Aktivitätssensor. Alle ermittelten Daten werden im Halsband gespeichert. Zusätzlich erfolgt die Übermittlung der GPS-Daten per SMS an den Bearbeiter, so dass eine kontinuierliche Verfolgbarkeit der Tiere gewährleistet ist (Abb. 4). Das Zeitintervall der Ortungen wurde unterschiedlich festgelegt. Die Mehrzahl der besenderten Stücke lieferte aller zwei bis vier Stunden Positionsdaten.

Von besonderer Bedeutung ist es, dass dieser Zeitplan per GSM am Stück jederzeit geändert werden kann. Dadurch ist es möglich, kurzfristig zu reagieren, wenn beispielsweise das Verhalten der Tiere auf Drückjagden beobachtet werden soll und dann die Meldefrequenz erhöht wird.

Ein zusätzlich integrierter VHF- Sender (Very high frequency - Ultrakurzwellen) ermöglicht es, jederzeit die Tiere per Peilantenne und Empfänger zu orten. Dies hat vor allem Bedeutung bei technischen Problemen oder beim Auffinden der Tiere bei nachlassender Batterieleistung.

Die Verarbeitung und Visualisierung der Daten erfolgt mit einem Geografischen Informationssystem (ESRI-ArcGIS 9). In einer ersten Auswertung findet die *Minimum-Konvex-Polygon-Methode* (MCP, MOHR 1947) Anwendung. Diese wird häufig zur Quantifizierung von Streifgebietsgrößen herangezogen (BERBERICH und RIECHERT 1994, FIELTIZ, et al. 1996, JANKO 2003, FIELTIZ und HEURICH 2004) und ermöglicht somit den Vergleich mit anderen Untersuchungen. Bei der 100%-Minimum-Konvex-Polygon Methode (MCP 100) werden die jeweils äußeren Positionen durch ge-

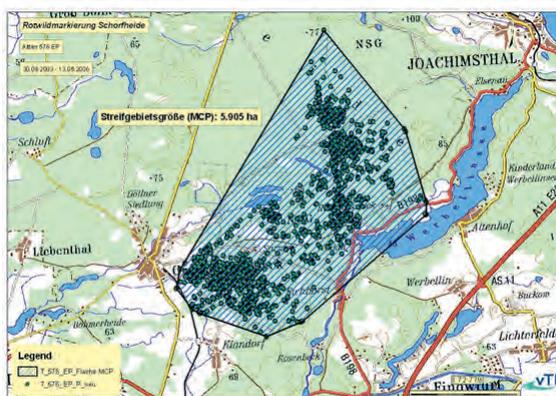


Abb. 5: Streifgebiet des Alttieres „EP“ nach der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (MCP 100)

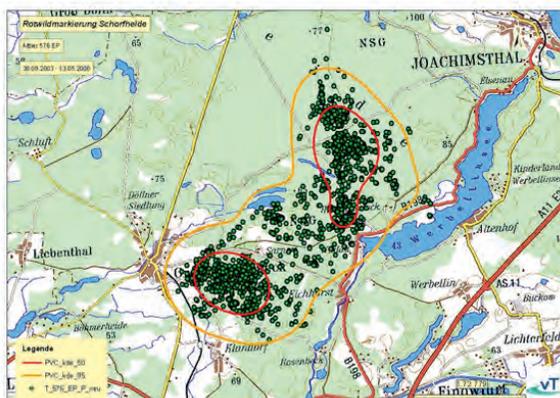


Abb. 6: Aktivitätszentren im Streifgebiet von „EP“ (Kernel-Methode)

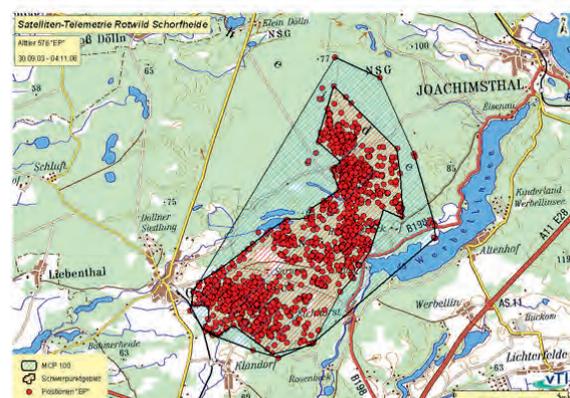


Abb. 7: Streifgebiet des Alttieres „EP“ nach der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (MCP Kern)

Tab. 1: Wichtige Kenndaten der in der Schorfheide markierten Stücke

	Sender-Nr.	Halsband-symbol	Alter [Jahre]	Markierungs-Ort	Markierungs-Datum	Auswertzeit [Monate]	GPS-Positionen	MCP 100 % [ha]	MCP Kern [ha]
männlich	695	AQ	1	Luisenthal	01.11.2004	12,6	1.050	34.101	9.170
	908	AP	1	Lotzin	21.09.2004	12,6	1.550	12.374	3.400
	570	OD	3-4	Görlsdorf	08.10.2004	21,1	2.031	9.687	9.687
	1009	ohne	4-5	Görlsdorf	15.11.2004	17,5	1.607	25.091	5.798
	697	S	4-5	Görlsdorf	05.02.2005	22,0	1.032	10.798	5.000
	570	OD	5-6	Trämmersee	13.10.2003	0,8	127		
	697	AV	5-6	Rehluch	20.09.2004	0,0			
	902	U	5-7	Wucker	18.07.2005	12,4	907	6.684	2.236
	578	AI	6-7	Düsterlake	26.09.2003	2,5	199		
	2050	AL	9-10	Luisenthal	03.12.2005	13,8	1.700	8.799	8.799
weiblich	899	EN	1	Rehluch	18.09.2004	12,2	993	3.796	2.500
	575	AP	3-4	Eicheide	18.09.2003	11,6	2.758	2.725	2.725
	929	EQ	3-4	Görlsdorf	08.07.2004	26,6	2.146	4.077	3.320
	576	EP	4-5	Wildfang	29.09.2003	37,1	2.536	6.114	4.200
	574	BO	4-5	Görlsdorf	06.12.2004	25,4	1.722	5.722	2.445
	904	EU	4-5	Trämmersee	07.09.2004	0,0			
	899	ohne	4-5	Rehluch	22.11.2006	6,4	606	4.572	4.572
	571	OP	7-8	Wildfang	16.08.2003	4,1	357	(2.228)	1.637

rade Linien verbunden, so dass das kleinstmögliche konvexe Polygon entsteht. Die so ermittelten Streifgebiete (homerange) berücksichtigen nicht unterschiedliche Nutzungsintensitäten in verschiedenen Teilbereichen. Auch werden Exkursionen, die weit ab vom Aktivitätszentrum erfolgt sind, großflächig mit eingeschlossen (Abb. 5). Daher erfolgt zusätzlich zur MCP 100 eine Ermittlung von Aktivitätszentren (Kerngebieten) durch die *Kernel*-Methode, nach der die Beobachtungsdichten innerhalb eines Gebietes errechnet und dargestellt werden (Abb. 6) bzw. durch Verbinden der äußeren Positionen im Kernbereich, d.h. ohne Berücksichtigung von Wanderungen oder Ausreißerpunkten (MCP Kern, Abb. 7).

Ergebnisse und Diskussion

Im Zeitraum von März 2003 bis Juni 2010 wurden über 90.000 Positionsdaten in den drei Untersuchungsgebieten gesammelt. Aus der Schorfheide stammen dabei 21.300. Eine Übersicht wichtiger Kenndaten aller markierter Stücke (Schorfheide) ist in Tabelle 1 aufgeführt.

Die Menge dieser Daten bei den einzelnen Tieren wird im Wesentlichen durch die Batteriekapazität be-

grenzt. Aber auch technische Defekte oder vorzeitiger Tod eines besenderten Stückes durch Erlegung, Verkehrsunfall oder natürliche Sterblichkeit können den Untersuchungszeitraum begrenzen. Im Verlauf der letzten Jahre wurde die Halsbandtechnik stetig verbessert, technische Defekte oder Übertragungsfehler bleiben aber nicht ausgeschlossen.

Der längste auswertbare Zeitraum eines Sendehalsbandes liegt von einem Alttier („EP“) aus der Schorfheide vor. Die vergleichsweise geringe Anzahl von 2.500 georteten Positionen ist einem relativ großen Ortungsintervall von bis zu 6 Stunden geschuldet. Es zeigte sich, dass die Halsbänder an Hirschen einem höheren Verschleiß unterliegen als die an weiblichen Stücken. Dies wird durch den geringeren Auswertzeitraum bei den Hirschen deutlich. Besonders während der Brunft können ganze Bauteile des Halsbandes beschädigt werden. Im Durchschnitt liegt der auswertbare Zeitraum bei den Halsbändern der Hirsche bei 12 Monaten, der bei weiblichen Stücken bei 15 Monaten.

Nach Abschluss der Untersuchungen wurde versucht, die Sendehalsbänder zurück zu bekommen. Dies geschah zum einen durch Erlegung des besenderten Stückes oder durch Fund. Lediglich von einem Hirsch („U“) und zwei Alttieren („OP“, „EU“) konnten

	Thüringer Wald	Schorfheide	Darß/ Zingst
Männlich n =	21	7	10
Ø MCP: [ha]	3.198	15.362	2.455
Minimum	770	6.684	1.535
Maximum	11.732	34.101	3.414
Weiblich n =	7	6	2
Ø MCP: [ha]	720	4.176	1.294
Minimum	502	2.725	901
Maximum	992	6.114	1.687

Tab. 2: Durchschnittliche Streifgebietsgrößen nach der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (MCP) in den drei Untersuchungsgebieten (Stand Mai 2010)

die Halsbänder noch nicht zurückgewonnen werden. Es zeigte sich, dass die im Sendehalsband gespeicherte Datenmenge i.d.R. höher ist als die gesendete. Insbesondere bei Ausfall der Datenübertragung über GSM wurden weiterhin über lange Zeiträume die GPS- Daten im Halsband gespeichert.

Streifgebiete

Der Begriff des Streifgebietes (homerange) umfasst den Aktionsraum eines Einzeltieres oder eines Tierverbandes während eines definierten Zeitraumes. Die Größen der Streifgebiete sind von sehr unterschiedlichen Faktoren abhängig. Sie werden z.B. vom Geschlecht und Alter des Tieres, von der Jahreszeit, vom Äsungs- und Deckungsangebot, von der inter- und intraspezifischen Konkurrenz, vom Brunftverhalten und von verschiedenen Störgrößen beeinflusst. In Tabelle 2 sind die gegenwärtig ermittelten durchschnittlichen Streifgebietsgrößen nach der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (MCP 100) zusammengestellt (vgl. NEUMANN et al. 2007). In die Auswertung wurden alle Stücke einbezogen, von denen mindestens über 6 Monate Positionsdaten vorgelegen haben.

Nach den bisherigen Ergebnissen zeigt sich, dass die Streifgebiete des männlichen und weiblichen Rotwildes in der Schorfheide deutlich größer sind als im Mittelgebirge und auf der Halbinsel Darß/ Zingst. Dass betrifft sowohl die Gesamtgrößen als auch die Kern-, d.h. Schwerpunktgebiete. In der Regel haben die Hirsche wesentlich größere Streifgebiete als das Kahlwild. Ähnliche Ergebnisse belegen auch eine Vielzahl vergleichbarer Untersuchungen (u.a. BERBERICH UND RIECHERT 1994, RUHLE UND LOOSER 1991, FIELTIZ UND HEURICH 2004).

Die Raumnutzungsansprüche aller markierten Stü-

cke sind bedeutend größer als die gesetzlich vorgegebenen Mindestgrößen von Jagdbezirken und belegen die Notwendigkeit einer großräumigen Bewirtschaftung dieser Wildart in Hegegemeinschaften. Insbesondere ein durch die Hegegemeinschaft gesteuerter Gruppenabschuss kann flexibel auf Besonderheiten im Raumnutzungsverhalten des Rotwildes reagieren. Aus der Hegegemeinschaft „Schorfheide“ liegen auf einer Fläche von nahezu 29 000ha hierzu bereits mehrjährige positive Erfahrungen bei der Erfüllung eines konsequenten Altersklassenabschuss vor (DIEZEL 2010, mdl.).

Mit zunehmendem Auswertungszeitraum, nimmt i.d.R. auch die erfasste Streifgebietsgröße zu. In 3 Jahren nutze das Alttier „EP“ insgesamt ca. 6.000 ha (MCP 100), schwerpunktmäßig ca. 4.000 ha und damit das vergleichsweise größte Gebiet eines Alttieres. Die Streifgebietsgrößen der weiblichen Stücke in der Schorfheide betragen im Durchschnitt 4.000 ha in den Grenzen 2.000 – 6.000 ha. Bei den Hirschen ist eine deutlich größere Variation der Streifgebietsgrößen zu beobachten. Gründe hierfür sind u.a. ein differenzierteres Territorialverhalten und mehr oder weniger intensive Wanderungen.

Das größte Streifgebiet bei den Hirschen hatte ein als Schmalspießer markierter junger Hirsch „AQ“ in der Schorfheide mit über 34.000 ha (MCP 100) in einem Zeitraum von 12 Monaten.

Hierbei wird der Nachteil der Minimum-Konvex-Polygon-Methode deutlich. Der junge Hirsch wanderte im April 2005 einmalig über 40 km in einen nordöstlich gelegenen Einstand ab. Das Polygon beinhaltet aber dadurch eine unverhältnismäßig große Fläche, die der Hirsch nie frequentierte. Daher ist es sinnvoll, Wanderungen aus dem allgemeinen Raumnutzungsverhalten herauszufiltern. Für den Hirsch „AQ“ ergeben sich dann Streifgebietsgrößen von ca. 2.000 bzw. 5.000 ha (Abb. 8).

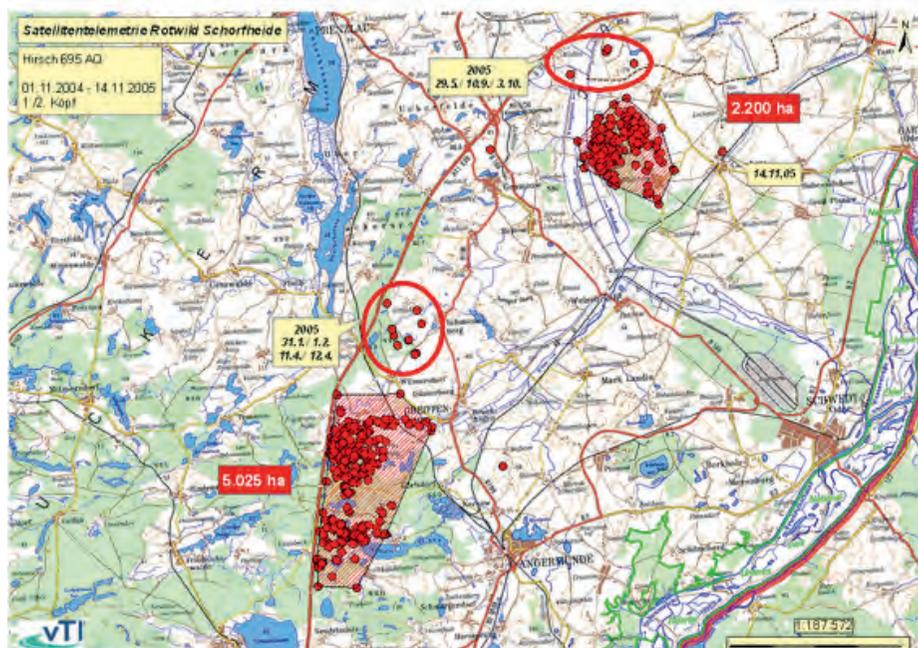


Abb. 8: Streifgebiete des Hirsches „AQ“ ohne Wanderbewegungen

Saisonale Lebensraumnutzung

Auffallende Unterschiede gibt es in der saisonalen Raumnutzung des Rotwildes in den Untersuchungsgebieten. Allgemein ist festzustellen, dass viele Stücke in der Schorfheide die Gesamtfläche ihres Streifgebietes regelmäßig frequentieren. Es ist keine deutliche Trennung von Sommer- und Wintereinständen zu beobachten, wie dies z.B. im Thüringer Wald oder auf dem Darß erkennbar ist. Zu bestimmten Ereignissen werden aber häufig bestimmte kleinflächige Gebiete aufgesucht (z.B. Brunft, Setzzeit). Das Alttier „EP“ nutzte zur Setzzeit im Juni in den drei dokumentierten Jahren stets den gleichen Einstand. Ähnliches galt für das Brunftgeschehen. Hieraus lassen sich Schlüsse für die Bewirtschaftung hinsichtlich Bejagungsschwerpunkte, Intervallbejagung oder die Ausweisung von Ruhebereichen ziehen.

Während im Thüringer Wald die Streifgebiete der Tiere im Winter am kleinsten sind, zeigt das Rotwild der Schorfheide in dieser Zeit einen deutlich größeren Raumbedarf. Durch die Notzeitfütterung im Mittelgebirge wird das Rotwild an Einstände in der Nähe der Fütterungsstandorte gebunden. Demgegenüber haben die Stücke in der Schorfheide während der äsungsarmen Zeit einen höheren Raumbedarf als in der Vegetationsperiode, da die Nahrungssuche und -aufnahme mehr Zeit in Anspruch nimmt. Häufig werden hier landwirtschaftlich genutzte Flächen zur Nahrungsaufnahme aufgesucht. Gerade im Hinblick auf die Bewertung von Rotwildlebensräumen spielt die im Winter verfügbare Äsung eine entscheidende Rolle. Richtungsweisend wurde dahingehend von Hofmann et al. (2008) das Verfahren der Wildökologischen Lebensraumbewertung entwickelt und speziell den geobotanischen Besonderheiten des nordostdeutschen Tieflandes angepasst. Die Verschneidung von ökologischen und wildbiologischen Daten ermöglicht Einblicke in die arteigenen Lebensraumansprüche einer bestimmten Rotwildpopulation im Jahresverlauf. Hieraus lassen sich Aussagen über biotisch tragbare Wildbestände ableiten sowie modellhaft wildschadensgefährdete und weniger frequentierte Bereiche erkennen. Dementsprechend liefert dieses neue Verfahren wichtige Aspekte im Sinne von Wildschadensverhütung und der Erreichung von waldbaulichen Zielsetzungen. Daher besteht das Ziel, dieses Verfahren auch für das Untersuchungsgebiet Schorfheide anzuwenden.

Die geringsten Streifgebietsgrößen des Rotwildes in der Schorfheide sind in den Sommermonaten zu beobachten (Abb.21-22). Gerade in den Monaten Mai bis Juli werden oft nur wenige 100 Hektar frequentiert. In dieser Zeit, die Alttiere setzen ihre Kälber und ziehen diese auf, die Hirsche stehen in Vorbereitung der Brunft in den Feisteinständen, sollten Störungen auf ein Mindestmaß reduziert werden. Auch sollte deshalb, im Interesse der Wildschadenminimierung, eine Jagdausübung speziell im Wald vermieden werden. Dort sollte mit einer gezielten Rotwildbejagung in allen Altersklassen erst ab August (besser erst ab September) begonnen werden. In der Offenlandschaft kann es dagegen notwendig sein, zur Abwehr

und Minimierung von Wildschäden auf Feldflächen einen gezielten Abschuss von Rotwild der Altersklasse 1 im Juni/ Juli durchzuführen. Oft reicht die Erlegung eines Rudelmitgliedes, um ein Rudel für Tage oder Wochen zu vergrämen. Hier bedarf es einer sachgerechten Steuerung durch die Hegegemeinschaft. Große Streifgebiete hat das Rotwild in der Schorfheide neben den Monaten September bis Dezember und Februar/ März auch im April. In dieser Zeit gleicht das Rotwild durch verstärkte Äsungsaufnahme die winterlichen Defizite aus. Es liegt nahe, dass sich in dieser sensiblen Phase jagdliche Störungen besonders negativ auswirken, da dadurch hoher Verbissdruck forciert wird und waldbauliche Zielsetzungen gefährdet sind.

Unabhängig davon ist das Frühjahr allgemein die Periode der Reproduktion und Jungenaufzucht bei fast allen Tierarten. Jagdausübung bedeutet Beunruhigung, Bergung und unter Umständen Nachsuchen auf nicht tödlich getroffenes Wild. Derartige Störungen haben weitreichende Folgen, z.B. auch für viele Bodenbrüter (z.B. Limikolen, Singvögel, Weihen, Kranich) oder Baumbrüter (z.B. Seeadler, Fischadler, Schwarzstorch) und sollten vermieden werden.

Wanderungen

Migrationen (abgeleitet vom lateinischen *migratio* – „Wanderung“) bezeichnen die Bewegungen von Tieren einer Art oder Populationen innerhalb eines Habitats oder Veränderungen ihres Verbreitungsgebietes. Migrationen des Rotwildes können grob in drei Klassen eingeteilt werden:

Migrationen des Rotwildes

- **gezielt**, saisonal wiederkehrend (z.B. Brunft, jahreszeitliche Einstandswahl)
- **extern beeinflusst**, störungsbedingt (Störgrößen: z.B. Jagd, Abwurfstangen-, Pilzsucher, Witterungsextreme,...)
- **dauerhafter** Ortswechsel, Abwanderung

Gezielte Wanderungen innerhalb eines abgegrenzten, über mehrere Jahre gleichen Streifgebietes sind immer wieder bei männlichen und weiblichen Stücken Rotwild zu beobachten. Die Wahl bestimmter Einstände beeinflusst das Verhalten im Jahresverlauf. So suchen Alttiere beispielsweise zur Setzzeit oft die gleichen Sommereinstände wie in den Vorjahren aus. Ähnliches ist während der Brunft (Hirsche und Alttiere) zu beobachten.

Plötzliche Ortswechsel, teilweise über viele Kilometer, können die Folge von Störungen sein. Die Störgrößen sind dabei vielfältig. Als Beispiele gelten: intraspezifische Konkurrenz infolge hoher Populationsdichten, Witterungsextreme, menschlicher Freizeitdruck (Erholung, Sport, Sammeln von Waldfrüchten), forst- und landwirtschaftliche Bewirtschaftung, Suchen von Abwurfstangen, Bejagung, ... Der Begriff „Abwanderung“ beschreibt schließlich

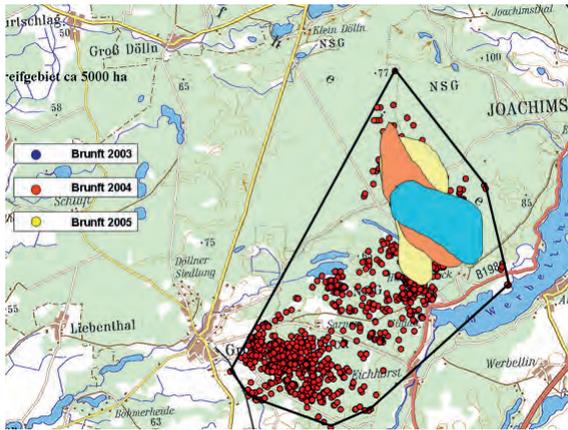


Abb. 9: Brunftzustand im Teil des Gesamtstreifgebietes in der Schorfheide (Alttier EP)

das Verlassen eines bestimmten Habitats. In Folge dessen wird langfristig ein neuer Lebensraum genutzt. Dieses Verhalten wurde ausschließlich in der Altersklasse 1 beobachtet. Sowohl in der Schorfheide, als auch im Thüringer Wald wanderten einjährige Hirsche bis zu 75 km ab. Diese Verlagerung von Lebensräumen trägt zum Genaustausch zwischen verschiedenen Rotwildpopulationen bei. Derartige Verhaltensweisen unterstreichen die zwingende Notwendigkeit, einer weiteren Landschaftszerschneidung durch geeignete Maßnahmen großflächig entgegen zu wirken.

Brunft

Die Brunftperiode von September bis teilweise Mitte November ist sowohl bei männlichem als auch weiblichem Wild durch erhöhte Aktivität und veränderte Raumnutzungsmuster gekennzeichnet. Zum einen ist es die häufig beschriebene zeitweilige Brunftwanderung der Hirsche in ein anderes Gebiet, zum anderen ist es das Aufsuchen eines bestimmten

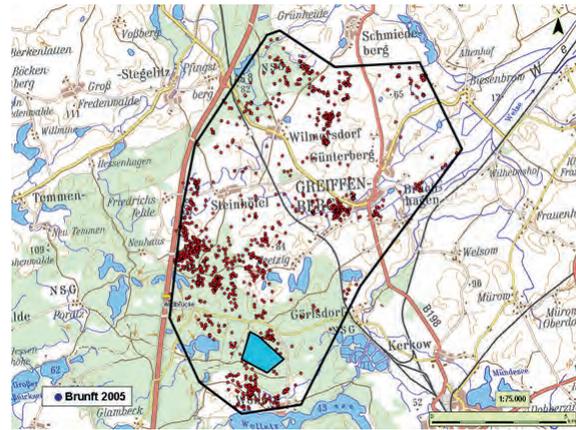


Abb. 10: Brunftzustand im Teil des Gesamtstreifgebietes in der Schorfheide (Hirsch AL)

Teils des Streifgebietes, welches im Jahresverlauf häufig aufgesucht wird. Letzteres ist generell beim Kahlwild in allen Untersuchungsgebieten der Fall (Abb. 9).

Bei den Hirschen zeichnen sich dagegen in den Untersuchungsgebieten auffallende Unterschiede ab. Im Thüringer Wald, aber insbesondere in der Schorfheide wird außer den Wanderungen in ein entfernt gelegenes Brunftgebiet häufig ein bestimmte Teils des Streifgebietes aufgesucht in dem dann die Brunft stattfindet (Abb. 10). Abhängigkeiten zum Lebensalter der Hirsche spielen diesbezüglich offensichtlich keine Rolle.

Die Entfernungen der Brunftwanderungen sind in allen Untersuchungsgebieten regional unterschiedlich und liegen zwischen 5 km bis 20 km.

Wasserläufe stellen für das Rotwild kaum eine Barriere dar. Zum Beispiel wechselte ein ca. 6 bis 7-jähriger Hirsch („CE“) im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft während der Brunft 2009 und 2010 mehrfach zwischen der Ostspitze Zingst und den Ostseeinseln Großer und Kleine Werder sowie Bock (Abb. 11) den Einstand. Dabei wurde jeweils



Abb. 11: Brunftwanderungen des Hirsches „CE“ im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft



Abb. 12:
Wanderung des
Hirsches „1009“ im
Februar 2005
(Schorfheide)

eine Strecke von etwa 10 km durch Ostsee und Bodengewässer (Windwatt) zurückgelegt.

Hornung

Wanderungen infolge von Störungen, die in Verbindung mit dem Suchen von Abwurfstangen gebracht werden können, sind immer wieder zu beobachten. Plötzliches Verlassen fester, über Wochen angenommener Einstände über mehrere Kilometer ist ein Anzeichen für massive Beunruhigungen durch Stangensucher.

Meist beginnen diese Wanderungen Mitte Februar. Besonders deutlich wird dies am Beispiel eines ca. fünf jährigen Hirsches in der Schorfheide. Im Februar 2005 legte er innerhalb einer Woche ca. 50 km Wegstrecke zurück (Abb. 12). Aus seinem Einstand im Bereich Görldorf, nordwestlich von Angermünde wechselte er nach Schwedt bzw. nördlich Schmiedeberg. Nach wenigen Tagen fand er sich wieder in seinem Haupteinstand ein.

Abwanderung

Die bisherigen Telemetriestudien dokumentieren, dass Abwanderungen aus dem angestammten Lebensraum selten sind. Bei den 3 beobachteten Fällen handelte es sich jeweils um einjährige Hirsche, die im Zeitraum April/ Mai das Gebiet des Mutterrudels verließen. Das neu angenommene Habitat lag zwischen 15 bis 50 km vom ursprünglichen entfernt. Bei dem Hirsch „AQ“ in der Schorfheide betrug die Distanz etwa 25 Kilometer (Abb. 8).

Lebensraumzerschneidung

Die Telemetriestudien aller Untersuchungsgebiete verdeutlichen weiträumige Lebensraumansprüche von Rotwild. Das Rotwild in Deutschland gilt aufgrund seiner großflächigen Lebensweise als Leitwildart (WOTSCHIKOWSKY et al. 2006) für intakte Lebensräume und als Indikator für Biotopvernetzung und Lebensraumkorridore (REIMOSER 2008). Auch aus Untersuchungen an markiertem Rotwild in Mecklenburg-Vorpommern und der Schweiz sind Wanderungen von Hirschen von bis zu 50 km belegt (STUBBE et al. 1997, RUHLE UND LOOSER 1991, DRECHSLER 1991). Die Bewirtschaftung erfordert daher weiträumiges Denken. Besonders wandernde Hirsche stoßen aber zunehmend an künstliche Grenzen. In der Schorfheide wird die landschaftszerschneidende Wirkung einer Autobahn deutlich. Östlich der BAB 11 wurden 5 Hirsche und 2 Tiere markiert, westlich 4 Hirsche und 6 Tiere (Abb. 13). Die zum Zeitpunkt der Untersuchungen weitestgehend ungezäumte Autobahn wurde von keinem markierten Stück überquert, stellt also eine direkte Barriere im Lebensraum dar.

Auch eine in diesem Bereich 2005 errichtete Grünbrücke wurde von keinem der markierten Stücke überquert. Die Erfolgskontrolle der Grünbrücke, die mittels Video-Überwachungskamera durch die Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde durchgeführt wird, verzeichnete bisher 22 Querungen durch Rotwild (DOBIAS 2010, mdl.). Diese, im Vergleich zu den insgesamt über 20.000 Querungen geringe Anzahl zeigt, dass die Grünbrücke noch nicht als vollwertiger Bestandteil im Lebensraum des Rotwildes akzeptiert wurde.

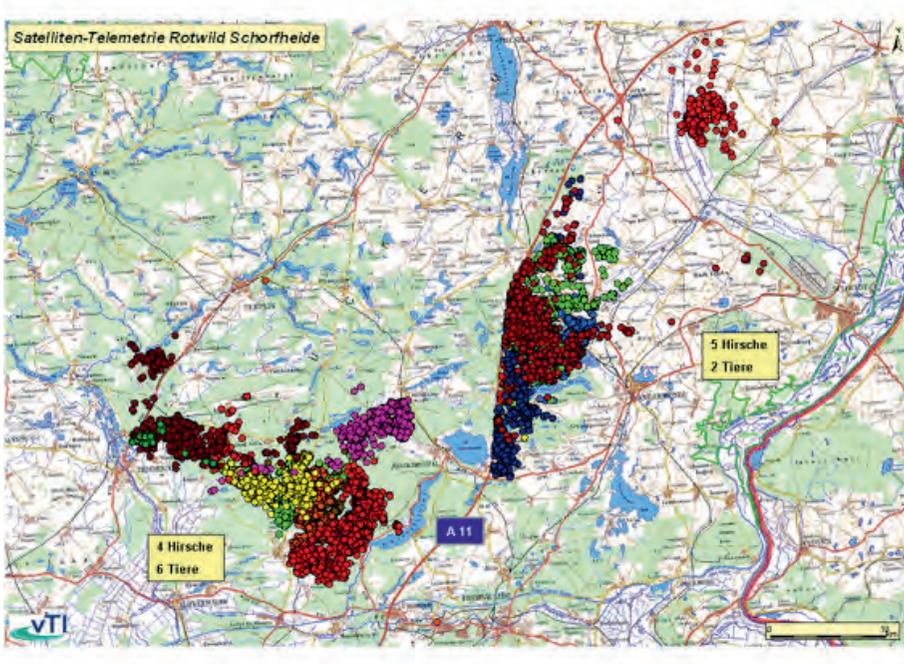


Abb. 13: Lebensraum-zerschneidende Wirkung der BAB 11 in der Schorfheide

Aktivitätsauswertung

Die verwendeten Telemetrierhalsbandsender besitzen einen Sensor, der in der Lage ist, Bewegungsänderungen zu registrieren. Dabei werden horizontale und vertikale Positionsänderungen des Halsbandes ermittelt und die Durchschnittswerte aller fünf Minuten gespeichert.

Das Ziel der Hersteller war es, aus der Kombination dieser Daten bestimmte Bewegungen oder Verhaltensmuster ableiten zu können. Trotz umfangreicher Untersuchungen verschiedenster Forschungseinrichtungen ist dies allerdings noch nicht gelungen.

Auswertbar sind diese Daten dennoch in Form von Aktogrammen. Sie belegen Zeiten mit hoher oder geringer Aktivität der Tiere. Am Beispiel des Hirsches „S“ sind besonders während der Brunft Aktivitätsschwerpunkte erkennbar (Abb. 14).

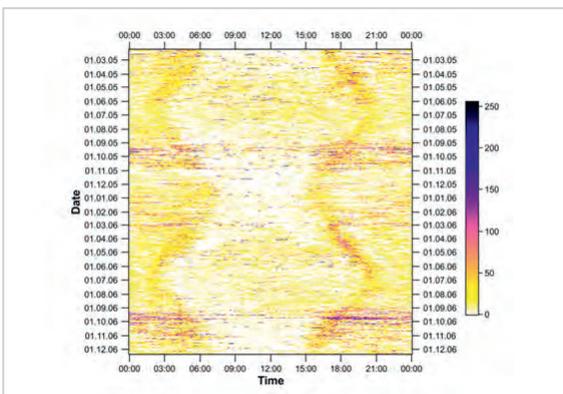


Abb. 14: Aktogramm des Hirsches „S“ in der Schorfheide (Software: Vectronic Aerospace GmbH)

Weitergehende Untersetzungen der Ergebnisse mit Bewegungsabläufen, die auf verschiedene Formen der Fortbewegung, der Nahrungsaufnahme, des Sozial- oder Spielverhaltens beruhen, sind nicht möglich. Insofern können hohe Aktivitäten durch sehr unterschiedliche Verhaltensweisen begründet sein.

Die Auswertung der Aktivitätsdaten setzt die Rückgewinnung der Halsbandsender voraus, damit die gespeicherten Daten ausgelesen werden können. Im Untersuchungsgebiet der Schorfheide war dies bei fünf Hirschen und fünf Tieren möglich.

Die Aktivitätswerte im Jahresverlauf sind in Abbildung 15 dargestellt. Sowohl bei den Hirschen als auch bei den Tieren sind die Monate Juli und August durch geringe Aktivität gekennzeichnet.

Höchstwerte werden bei den Hirschen während der Brunft und Nachbrunft erzielt. Bei den Tieren bleibt außer den Monaten April bis Juni die durchschnittliche Aktivitätsrate nahezu unverändert auf geringem Niveau. Hohe Werte in den Monaten Mai und Juni stehen mit Sicherheit im unmittelbaren Zusammen-

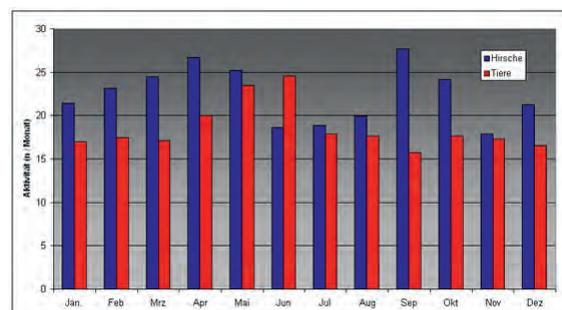


Abb. 15: Durchschnittliche Aktivitätswerte im Jahresverlauf bei Hirschen und Tieren

hang der Kälbergeburt und -aufzucht. Bei den Hirschen stellen die Frühjahrsmonate zudem auffallend einen weiteren Zeitabschnitt mit erhöhter Aktivität dar. Diese Ergebnisse decken sich mit den Auswertungen in anderen Untersuchungsgebieten. Es liegt nahe, dass in dieser Zeit verstärkt Äsung aufgenommen wird, um die Energieverluste aus dem Winter auszugleichen. Auch erfolgen dann der Haarwechsel und die Umstellung des Energie- und Stoffkreislaufes auf die wärmere Jahreszeit.

Die tägliche Aktivitätsperiodik der Tiere wird von zahlreichen Einflussfaktoren beeinflusst und variiert z. T. sehr beträchtlich. Erfolgt aber eine Zusammenstellung der Werte für längere Zeitabstände, ergibt sich dagegen eine beeindruckende Übereinstimmung der Aktivitätskurve bei allen Hirschen und Tieren in allen Untersuchungsgebieten. Abbildung 16 verdeutlicht diese Periodik am Beispiel des Alttieres EP für einen Zeitraum von 38 Monaten. Die auflaufende Darstellung der monatlichen durchschnittlichen Aktivitätskurven dokumentiert eine besonders hohe Aktivität in den morgendlichen und abendlichen Dämmerungsstunden. Während der Tageslichtzeit sind die Tiere nahezu inaktiv. Ein gering höherer Wert ist nur zwischen 12.00 Uhr und 13.00 Uhr feststellbar.

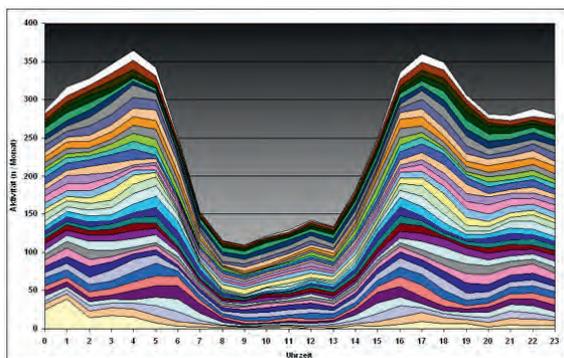


Abb. 16: Durchschnittlich stündlicher Aktivitätsverlauf beim Alttier EP für die Monate Sept.2003 - Oktober 2006

Für eine auf Jahreszeiten ausgerichtete Auswertung wurden die Aktivitätswerte wie folgt zusammengestellt: Dezember, Januar, Februar entspricht Winter; März, April, Mai entspricht Frühling; Juni, Juli, August entspricht Sommer und September, Oktober, November entspricht Herbst (Abbildung 17-20). Die so ermittelten Aktivitätskurven zeigen einen nahezu parallelen Verlauf bei Hirschen und Tieren in allen Jahreszeiten. Charakteristisch sind generell hohe Aktivitäten in der Zeit von Sonnenauf- und -untergang.

Die in Abbildung 15 ersichtlich hohen Werte im Frühjahr werden in dieser Jahreszeit über die gesamten 24 Stunden erreicht, wobei bei den Hirschen zusätzlich die höchsten Aktivitäten während und unmittelbar nach Sonnenuntergang nachgewiesen werden konnten. Eine erhöhte Aktivität bei den Tieren im Sommer ist mit hoher Wahrscheinlichkeit durch Kälberaufzucht gekennzeichnet, während in dieser Periode bei

den Hirschen Perioden der Nahrungsaufnahme und Ruhe kennzeichnend sind.

Bei der Gegenüberstellung von Durchschnittswerten monatlicher Streifgebietsgrößen und Aktivitätsparametern im Bereich der Schorfheide zeigt sich eine

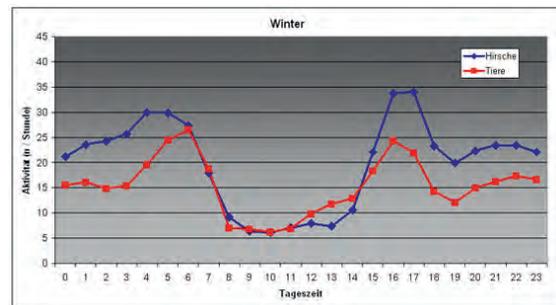


Abb. 17: Durchschnittlich stündlicher Aktivitätsverlauf bei Hirschen und Tieren in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Winter)

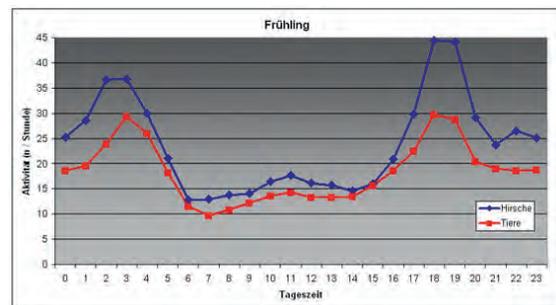


Abb. 18: Durchschnittlich stündlicher Aktivitätsverlauf bei Hirschen und Tieren in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Frühjahr)

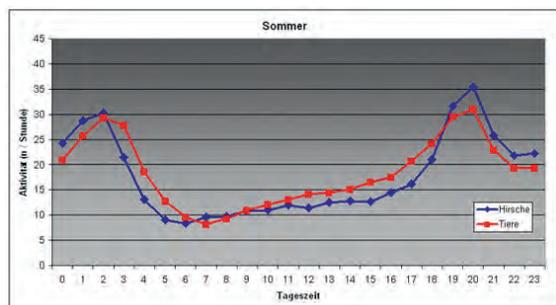


Abb. 19: Durchschnittlich stündlicher Aktivitätsverlauf bei Hirschen und Tieren in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Sommer)

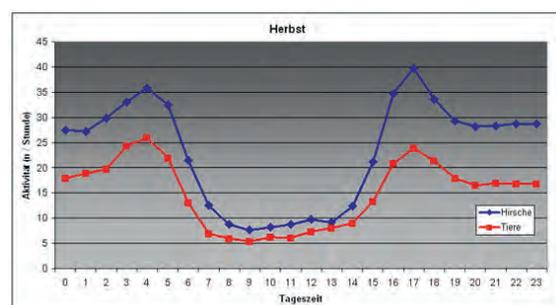


Abb. 20: Durchschnittlich stündlicher Aktivitätsverlauf bei Hirschen und Tieren in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Herbst)

auffallende Übereinstimmung dieser Kriterien vor allem bei den Hirschen (Abb. 21). Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass im Wesentlichen die Aktivitätswerte durch Formen der Fortbewegung bestimmt werden. Hier gibt es einen beachtlichen Unterschied zu den Ergebnissen auf dem Darß. Dort sind im Frühjahr höchste Aktivitätswerte bei geringster Lebensraumnutzung nachweisbar (Abb.23). Offensichtlich nutzt das Rotwild in der Schorfheide großflächig die auflaufende Saat der angrenzenden Felder. Auf dem Darß/ Zingst grenzt an den Waldflächen ausschließlich Weideland an, das kleinflächig auch vom Rotwild intensiv zur Nahrungsaufnahme genutzt wird.

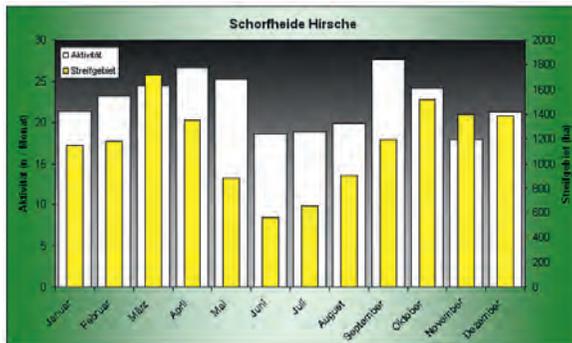


Abb. 21: Durchschnittliche Aktivitätsperiodik und Streifgebietsgröße im Jahresverlauf bei Hirschen in der Schorfheide

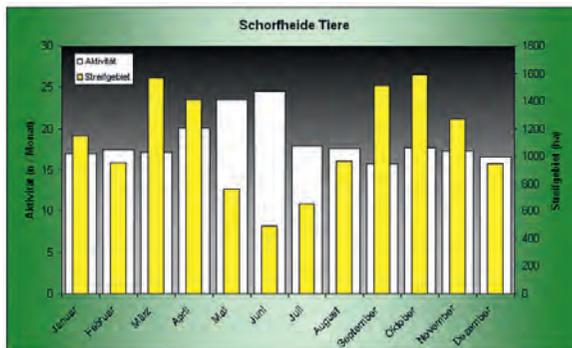


Abb. 22: Durchschnittliche Aktivitätsperiodik und Streifgebietsgröße im Jahresverlauf bei Tieren in der Schorfheide

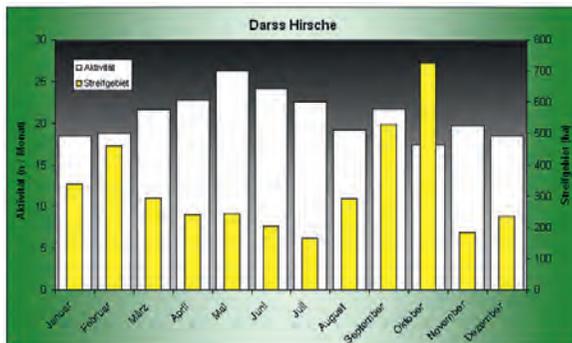


Abb. 23: Durchschnittliche Aktivitätsperiodik und Streifgebietsgröße im Jahresverlauf bei Hirschen auf dem Darß- Zingst

Des Weiteren findet das Rotwild dort Deckung und Ruhe. Auch ruht in dieser Jahreszeit weitgehend die Jagdausübung. Das sind Faktoren, die im Bereich der Schorfheide nicht gegeben sind. Hier erfolgt eine notwendigerweise intensive Schwarzwildbejagung.

Wildruhezonen

Die Aktivitätsperiodik des Rotwildes wird wesentlich von anthropogenen Einflüssen beeinflusst. Diese Tatsache verdeutlichen die Untersuchungen im Zusammenhang mit Wildruhezonen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten (NEUMANN 2009).

In den intensiv anthropogen genutzten Lebensräumen des Thüringer Waldes und der Schorfheide lassen sich Tageseinstände im Wald und nächtliche Bewegungen auf Freiflächen klar abgrenzen. In jeweils ca. 200 ha großen Ruhezonen im Thüringer Wald (Rother Berg) und im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (Darßer Ort) werden dagegen dichte Waldflächen und Offenland gleichermaßen im Tagesverlauf genutzt.

Im Bereich der Oberförsterei Groß Schönebeck, Revier Rehluch befinden sich drei benachbarte Ruhezonen. Die Größen dieser, durch die untere Forstbehörde ausgewiesenen Wald-Areale, betragen 25, 39 bzw. 52 ha. Bis auf eine jährlich stattfindende Anzitzdrückjagd erfolgt hier keine Jagdausübung. Das Betretungsrecht ist nicht eingeschränkt und es findet eine normale forstliche Bewirtschaftung statt.

In diesem Bereich konnten die Ortungsdaten eines mittelalten Alttieres über den Zeitraum eines Jahres ausgewertet werden. Das Gesamtstreifgebiet des Tieres betrug etwa 3800 ha. Eine Bevorzugung dieser Ruhezonen durch das Stück war nicht zu erkennen. Am Häufigsten wurden andere dichte Waldbestände aufgesucht. Offensichtlich sind die Ruhebereiche zu klein, um einen deutlichen Einfluss auf die Raumwahl dieses Alttieres auszuüben.

Beobachtungen vor Ort zeigen dennoch positive Effekte auf das Verhalten beim Rotwild (DIEZEL mdl.). Demnach traten in den beschriebenen Ruhezonen keine auffälligen Vegetationsbelastungen im Vergleich zu anderen Waldbeständen auf und die Äsungsaufnahme erfolgt hier auf Freiflächen auch bei Tageslicht. Zudem halten sich die Alttiere während der Setzzeit häufig in diesen ausgewiesenen Ruhezonen auf.

Auch lässt sich durch Telemetriestudien in anderen Gebieten nachweisen, dass in weitestgehend ungestörten Gebieten - selbst bei vergleichsweise kleinen Wildruhezonen von ca. 200 ha Fläche - das Rotwild sehr schnell eine seinen Bedürfnissen gerecht werdende Tagesrhythmik und Lebensraumnutzung zeigt. Die auf das natürliche Verhalten entscheidenden Einflussfaktoren Ruhe- Äsung- Deckung- Wasser können hier direkt gefördert werden. Dies ist ein wichtiger Aspekt aus Sicht des Tierschutzes aber auch im Hinblick auf eine Reduzierung von Wildschäden. Das Wild zeigt tagvertrautes Verhalten, äst in aus-

gedehnten Aktivitätsphasen und hat in den Ruhe-zonen einen saisonal geringeren Raumbedarf als in störungsreicheren Revierteilen. Dies wird besonders zur Setzzeit des Kahlwildes bzw. zur Feistzeit der Hirsche deutlich. Werden die Tiere in den Ein-ständen nicht beunruhigt, wirkt sich dies positiv auf das Wildschadensgeschehen aus. Die Tiere haben dann ausreichend Zeit Gräser zu äsen und müssen nicht mühevoll Baumrinde aufnehmen (WÖLFEL 2007). Dies bestätigen auch Untersuchungen auf Truppen-übungsplätzen, auf denen das Rotwild tagsüber auf den Freiflächen äst (MENZEL 1999).

Nach BRIEDERMANN et al. (1989) und WÖLFEL (1999) kann sich bei starker Beunruhigung, wozu auch per-manenter Jagddruck gehört, die Aktivität des Rotwil-des fast völlig in die Nacht verlagern. Die Folge der erzwungenen langen Dauer in den Tageseinständen sind oft hohe Schäl-schäden in solchen Beständen. Unter diesem Aspekt ist vor allem die Bejagung in der Nacht grundsätzlich abzulehnen. Das Wild meidet unter diesen Umständen häufig tagelang die Offen-landschaften, verbeißt und schält in den Einständen. Mit dem Ziel, die negativen Folgen von Störungen im Lebensraum des sensiblen Rotwildes so gering wie möglich zu halten, sollten die Jagdzeiten so kurz wie möglich sein.

Des Weiteren bietet sich in Ruhe-zonen die Mög-lichkeit der gelenkten Beobachtung. Die sonst sehr scheue Wildart kann für die Öffentlichkeit erlebbar gemacht werden. Durch solche Aktivitäten kann lang-fristig die Akzeptanz der Jagd in der Öffentlichkeit ge-sichert werden.

In Wildruhezonen ist mit höheren Wilddichten zu rechnen. Dies belegen Sichtbeobachtungen und Lo-sungszählungen. Das Wild kann dadurch aber von wildschadensgefährdeten Flächen abgelenkt werden. Aufgrund der Stressreduzierung geht dort die Vege-tationsbelastung zurück und das Wild kann z. B. von Verjüngungsschwerpunkten fern gehalten werden. Eine Umsetzung derartiger Erkenntnisse stellt wich-tige Grundlagen für eine aufeinander abgestimmte, räumliche und zeitliche Ordnung im Wald dar und dient somit einer standortgerechten und nachhaltigen Wald- und Wildbewirtschaftung. Wildruhezonen sollten deshalb in keinem Bewirtschaftungskonzept eines Rotwildlebensraumes fehlen.

Zusammenfassung

In den Jahren 2003 bis 2007 konnten im Untersu-chungsgebiet Schorfheide insgesamt 18 (10 männ-liche und 8 weibliche) Stücke Rotwild unterschiedli-chen Alters mit Sendehalsbändern markiert werden. Die Größe der Streifgebiete nach der Minimum-Kon-ve-Polygon-Methode variiert zwischen 2.000 und 34.000 ha. Im Mittel nutzen die Stücke in der Schorf-heide deutlich größere Streifgebiete als im Thüringer Wald oder auf der Halbinsel Darß/ Zingst, wobei die Hirsche meist bedeutend größere Streifgebiete als das Kahlwild beanspruchen.

Es wird ein Überblick über Ergebnisse aus den Unter-suchungen gegeben. Schwerpunkte sind saisonale

Raumnutzung und Aktivität des Rotwildes, Wande-rungen und die Wirkung von Lebensraumzerschnei-dungen.

Anthropogene Einflüsse auf die Populationen sind eindeutig nachweisbar. Das sich zeigt sich besonders gravierend durch die lebensraumzerschneidende Wirkung der durch das Untersuchungsgebiet führen-den Autobahn BAB 11 aber auch durch veränderte Verhaltensweisen.

In intensiv genutzten Kulturlandschaften meidet das Rotwild tagsüber Freiflächen. Beispiele aus dem Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft oder einer Wildruhezone im Thüringer Wald zeigen, dass die Vermeidung von Störungen im Lebensraum einen entscheidenden Einfluss auf den Tag-Nacht-Rhythmus hat. Damit verbunden sind die Äsungs-phasen des Wildes und in diesem Zusammenhang die schädigende Wirkung der Fraßeinwirkungen auf Forstpflanzen durch das Rotwild. Künftige Wildbe-wirtschaftungssysteme müssen durch effiziente, großflächige Jagdausübung in Hegegemeinschaften, Störungslenkung und ganzheitlich orientierten Wald-bau auf die Lebensraumbedürfnisse des Rotwildes reagieren. Steuerndes Organ bei einer großflächigen Rotwildbewirtschaftung muss unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten eine starke Hegege-meinschaft sein, der alle Jagdbezirke angehören.

Literatur

- BERBERICH, W. UND RIECHERT, V. (1994): Raumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) im Nationalpark Berchtesgaden. In: Zur Situation des Schalen-wildes im Nationalpark Berchtesgaden, Natio-nalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht: 6-56.
- BRIEDERMANN, L., DITTRICH, G. UND LOCKOW, K.W. (1989): Das Rotwild. In: Stubbe, H.: Buch der Hege. Bd. 1 Haarwild, VEB Deutscher Landwirt-schaftsverlag, 2-56.
- BURT, W.H. (1943): Territoriality and Home Range. *J. Mammal* 80 (1): 1-18.
- DRECHSLER, H. (1991): Über das Raumverhalten des Rotwildes im Harz. *Z. Jagdwiss.* 37: 78-90.
- FIELITZ, U., RENNER, U., SCHULTE, R. UND WÖLFEL, H. (1996): Satellitentelemetrie an Rothirschen im Harz – Eine Pilotstudie. *Z. Jagdwiss* 42: 1-11.
- FIELITZ, U. (2000): Satellitentelemetrie an Schalen-wild in Thüringen - Teil I: Rotwild. Abschluss-bericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag des TMLNU, 31 S.
- FIELITZ, U. UND HEURICH, M. (2004): Rotwild – Ein Grenzgänger im Bayerischen Wald. *LWF aktuell* 44: S. 3-5.

- HATLAPA, H.-H. UND WIESNER, H. (1982): Die Praxis der Wildtierimmobilisation. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, S. 27.
- HOFMANN, G. et al. (2008): Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Band 39, 207 S.
- JANKO, C. (2003): Habitatnutzung des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*) in Dörfern und Kleinstädten. Dipl. Arb., Universität Hohenheim, S. 25.
- KILLIAN, K. (2005): Telemetrische Untersuchung zum Einfluss des Menschen auf die Lebensraumnutzung des Darwin-Fuchses (*Pseudalopex fulvipes*, Martin 1837) auf Chiloe, Chile. Dipl. Arb., Universität Hamburg, S. 26.
- MAHNKE, I. (1997): Das Raum-Zeit-Verhalten weiblichen Rotwildes in der Niederung am Ostufer der Müritz. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 22: 297-305.
- MENZEL, K. (1999): Tagaktivität des Rotwildes – Voraussetzung für artgerechtes Verhalten. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 24: 191-198.
- MOHR, C.O. (1947): Table of equivalent populations of North American Small mammals. American Midland Naturalist 37: 223-249.
- MUNLV (2007): Informationen des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. www.munlv.nrw.de
- NEUMANN, M., TOTTEWITZ, F., SPARING, H., GLEICH, E. (2007): Lebensraumnutzung von Rotwild im Thüringer Wald und im nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse von Satellitentelemetriestudien. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 32: 143-156.
- NEUMANN, M. (2009): Wildruhezonen ausweisen! Erkenntnisse der Wissenschaft. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.): Jagdfrei für den Rothirsch. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium in Döllnsee-Schorfheide, 108-123.
- PRIEN, S. (1997): Wildschäden im Wald. Parey-Verlag, Berlin, 257 S.
- REIMOSER, F. (2002): Voraussetzungen für die nachhaltige Integration des Naturerbes „Rotwild“ in die Kulturlandschaft. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.): Der Rothirsch – Ein Fall für die Rote Liste? Tagungsband zum Rotwildsymposium in Bonn, 59-64.
- REIMOSER, F. (2008): Rotwild in Kulturlandschaft und Ökosystem. In: Rotwild, Wild und Hund Exklusiv 31, 36-41.
- RUHLE, CH. UND LOOSER, B. (1991): Ergebnisse von Untersuchungen über die Wanderung von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) in den Kantonen St. Gallen und Graubünden (Schweiz) und der Nachbar-Kantone sowie im Land Vorarlberg (Österreich) und im Fürstentum Liechtenstein. Z. Jagdwiss 37: 13-23.
- SIMON, O. UND KUGELSCHAFTER, K. (1999): Traditionen und Pionierverhalten – über die Probleme in den Kernzonen der Rotwildbewirtschaftungsbezirke. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 24, S. 199-206.
- STUBBE, CH., BORROK, W. UND MAHNKE, I. (1997): Rothirschwanderungen in Mecklenburg-Vorpommern. Beitr. Jagd- und Wildforsch. 22: 307-320.
- WAGENKNECHT, E. (1981): Rotwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 484 S.
- WÖLFEL, H. (1999): Turbo-Reh und Öko-Hirsch. Leopold Stocker Verlag, Graz und Stuttgart, 200 S.
- WÖLFEL, H. (2007): Rotwildgebiete aus Sicht der Wildbiologie. In: Deutsche Wildtier Stiftung: Freiheit für den Rothirsch – Zur Zukunft der Rotwildgebiete in Deutschland. Tagungsband zum 3. Rotwildsymposium, Berlin, 63-80.
- WOTSCHIKOWSKY, U., SIMON, O., ELMAUER, K. UND HERZOG, S. (2006): Leitbild Rotwild. Hrsg. Deutsche Wildtier Stiftung, 29 S.
- Andere Quellen
- DIEZEL, K. (2010, mdl.): Leiter der Oberförsterei Groß Schönebeck im Betriebsteil Eberswalde des Landesbetriebes Forst Brandenburg und Leiter der Hegegemeinschaft „Schorfheide“
- DOBIÁŠ, K. (2010, mdl.): Leiterin der Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde

Optimierung der Situation des Rotwildes (*Cervus elaphus*) durch einen landesweiten partizipativen Prozess: Eckpunkte für ein Rotwildkonzept im Freistaat Sachsen

SVEN HERZOG, MICHAEL HUNGER, TORSTEN KRÜGER

0. Zusammenfassung

Vorliegender Beitrag schildert modellhaft im Sinne einer Fallstudie, wie es gelingen kann, durch konsequente Anwendung partizipativer Ansätze mit unterschiedlichen Interessengruppen ein Konzept zu erarbeiten, welches geeignet ist, die Situation des Rotwildes in Sachsen nachhaltig zu verbessern. Dabei stehen jagdliche, sowie vor allem auch Tier- und Artenschutzaspekte im Vordergrund.

Die Entwicklung der verschiedenen Ansätze erfolgte im Rahmen von moderierten Workshops mit unterschiedlichen Interessengruppen, welche sich in wechselnder Zusammensetzung den drei Hauptthemen „Rotwildlebensräume“, „Jagdzeiten“, „Hegegemeinschaften“ und Bestandserfassung“ widmeten. Die Nachbearbeitung der Resultate und Umsetzung in ein fachlich tragfähiges Konzept erfolgt derzeit durch ein wildökologisches Expertenteam der Technischen Universität Dresden. Letzteres bearbeitet auch die Anregungen zu weiteren, nicht in der Workshoparbeit behandelten Themen, insbesondere zur Frage der Bejagung zur Nachtzeit und an der Kirmung sowie der Winterfütterung.

Als Resultat liegen uns nun einige wichtige Eckpunkte für ein tragfähiges, fachlich fundiertes Managementkonzept für das Rotwild unter den naturräumlichen, sozio-ökonomischen und sozio-kulturellen Bedingungen Mitteldeutschlands vor, welches jederzeit in die Praxis überführt werden kann.

1. Einleitung

Der Rothirsch (*Cervus elaphus*) findet sich in vielen Bundesländern, so auch in Sachsen, in einer ausgesprochen ambivalenten Situation. So finden wir einer-

seits Regionen, insbesondere im Bereich der Erzgebirgshochlagen, in denen die Art auch derzeit noch in hohen Dichten vorkommt (vergl. Abb. 1). Mit diesen hohen Dichten sind lokal, aber keineswegs überall, auch Schäl- und Verbiss in hohem Maße verbunden. Andererseits ist das Rotwild aufgrund der allgemeinen Landschaftszerschneidung im Zivilisationsraum, aber auch aufgrund der Aufteilung Sachsens in Schalenwildgebiete (Abb. 1, farbige Umrandungen), welche darüber hinaus als Besonderheit lediglich die Hege einer einzigen Schalenwildart (neben Reh [*Capreolus capreolus*] und Schwarzwild [*Sus scrofa*]) erlauben, ausschließlich in voneinander mehr oder minder isolierten Subpopulationen vertreten. Bei den Rotwildgebieten handelt es sich um walddreiche Gebiete, oftmals ehemalige Sommerlebensräume wie im Erzgebirge, welche heute das ganze Jahr über vom Rotwild besiedelt sind (vergl. auch KRANZ und HERZOG 2010).

Große Teile Sachsens sind somit rotwildfrei oder werden allenfalls gelegentlich von einzelnen Stücken durchwandert. Die übrigen Lebensräume sind sowohl aus Sicht des Rotwildes ebenso wie des Menschen suboptimal. Ersteres, da die für das Rotwild wichtigen Offenlandanteile in den Rotwildgebieten weitgehend fehlen, letzteres, da die Überwinterung im eigentlichen Sommerlebensraum Verbiss und Schäl- an der Waldvegetation geradezu provoziert.

Der Rotwildbestand (geschätzt über die Jagdstrecke) in Sachsen hat sich, im Wesentlichen durch intensivere Bejagung, im Vergleich zu den frühen 1990er Jahren um etwa ein Drittel vermindert (vergl. Abb. 2).

Wenngleich wir das Rotwild derzeit sicher noch nicht als „gefährdete Art“ sehen müssen, so erkennen wir doch Merkmale einer Gefährdung, etwa das Vorkommen lediglich in Teilen des ursprünglichen Verbreitungsgebietes und die – teilweise bereits bedenkliche – Isolation von Subpopulationen (HERZOG 2007, MÜLLER, 2008).

Diese Situation ist sowohl aus rechtlicher (HECK 2003, ASCHE 2006), als auch aus biologischer Sicht (vergl. GEHLE und HERZOG 1998, HERZOG und GEHLE 2003, HERZOG 2007, 2008) verbesserungswürdig. Darüber hinaus existieren weitere Probleme, etwa

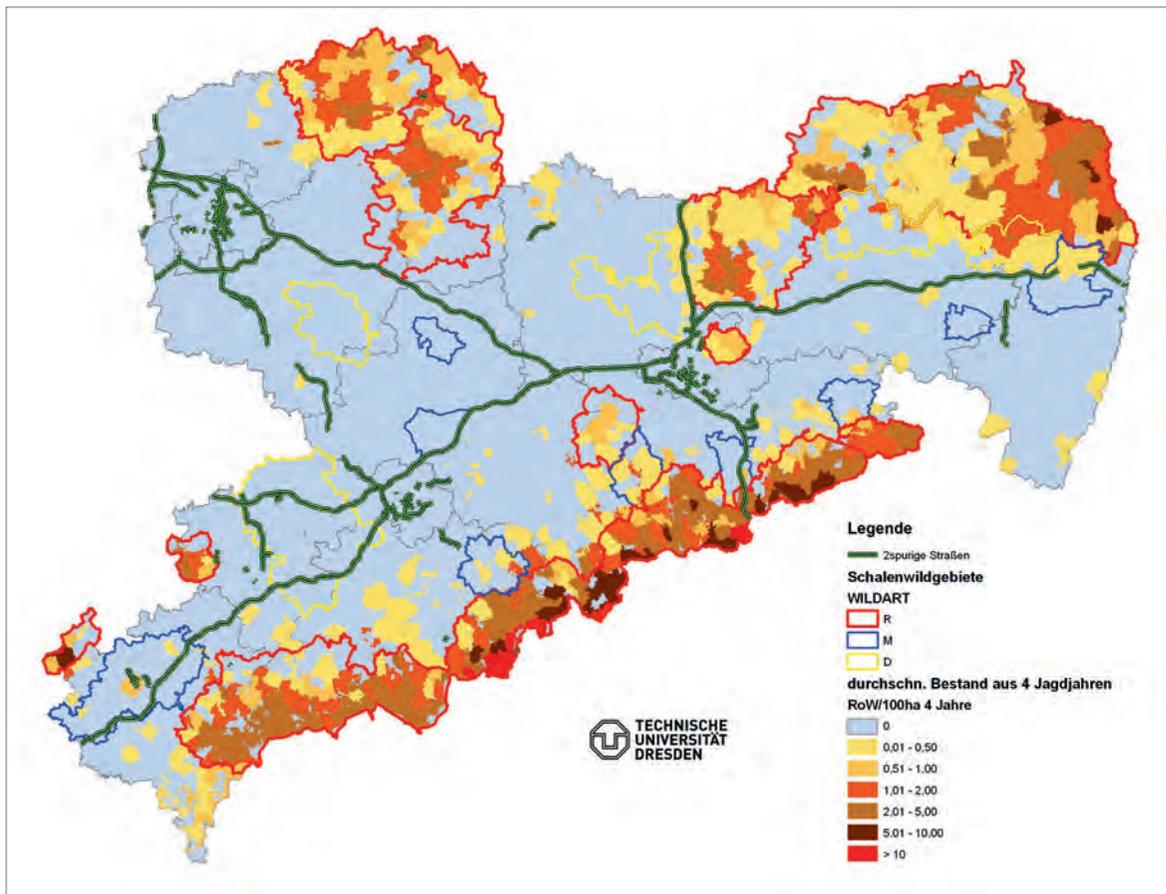


Abb.1: Durchschnittlicher Rotwildbestand der Jagdjahre 2006/07 – 2009/10 (hergeleitet aus Streckendaten). R=Rotwildgebiete, M=Muffelwildgebiete, D=Damwildgebiete.

die langen Jagdzeiten bis in den Winter hinein, die in Anbetracht der anatomischen und physiologischen Besonderheiten des Rotwildes (vergl. etwa HOFMANN 1979, ARNOLD et al. 2004) und unter der aktuellen, anthropogenen Beeinflussungen dieser Wildart (vergl. KRANZ und HERZOG 2010) unangemessen erscheinen. Problematisch sind außerdem die Bejagung zur Nachtzeit, Qualitätsprobleme bei Bewegungsjagden (RÖDER 2009), die Frage der Fütterung in Notzeiten, die Frage der Bejagung an Kirrungen, das oftmals fehlende Wissen um die Bestandesumfänge sowie die außerordentlich kleinflächige, revierweise Abschussplanung und –erfüllung (vergl. HERZOG et al., eingereicht, KRANZ und HERZOG, 2010).

Vorliegender Beitrag schildert modellhaft im Sinne einer Fallstudie, wie es gelingen kann, durch konsequente Anwendung partizipativer Ansätze mit unterschiedlichen Interessengruppen sowie der nachgelagerten Integration von Expertenwissen ein Konzept zu erarbeiten, welches geeignet ist, die Situation des Rotwildes nachhaltig zu verbessern. Dabei stehen jagdliche, vor allem aber auch Tier- und Artenschutzaspekte im Vordergrund.

Die grundlegende Herangehensweise sowie ein Zwischenstand des Projektes wurde an anderer Stelle dargestellt (HERZOG et al. eingereicht).

Ziel ist es,

- unterschiedliche Interessen der von der Thematik betroffenen Menschen,
- die Interessen der Wildart „Rotwild“ und
- (teilweise damit zusammenhängend) die gesamtgesellschaftliche Interessen

in einem grundlegenden Konzept zum Management des Rotwildes in Sachsen zusammenzuführen. Ein solches Konzept muss darüber hinaus

- dem wildbiologischen und –ökologischen Kenntnisstand entsprechen sowie
- handwerklich, d.h. jagdpraktisch umsetzbar sein.

2. Das Modellprojekt

In vorliegendem Modellprojekt wurde am Beispiel des Freistaates Sachsen ein für Deutschland grundlegend neuer Ansatz gewählt, indem einerseits der hierzulande noch weitgehend unübliche Weg der Partizipation konsequent beschritten wurde, andererseits aber auch versucht wurde, die dabei erarbeiteten Resultate durch Abgleich mit dem aktuellen wildbiologischen, wildökologischen und jagdkundlichen Wissensstand fachlich, aber auch hinsichtlich der

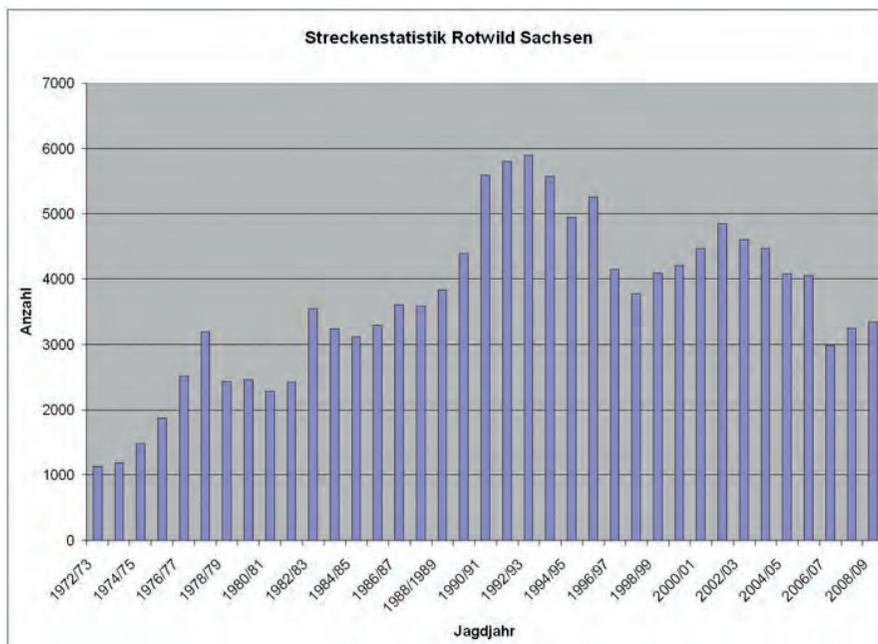


Abb.2: Rotwildstrecke in Sachsen

praktischen Umsetzbarkeit zumindest auf dem Stand „guter fachlicher Praxis“ zu halten.

Hinsichtlich der Rolle und der Darstellung des Ablaufes partizipativer Prozesse sei auf eine aktuelle Arbeit von HERZOG (eingereicht) sowie auf zahlreiche Beispiele aus anderen Zusammenhängen (vergl. z.B. SMITH und TAYLOR 2000, BEIERLE und CAYFORD 2002) verwiesen.

Inhalt des Projektes ist es, am Beispiel des Bundeslandes Sachsen das Rotwildmanagement unter Einbeziehung aller interessierten Gruppen auf der Basis aktueller wildbiologischer und jagkundlicher Erkenntnisse zu überarbeiten und in Teilen neu zu konzipieren. Aufgrund der großen Bedeutung dieser Art und der damit verbundenen öffentlichen Aufmerksamkeit dient das Rotwild hierbei als Modell- und Leitart auch für andere Spezies.

Nachfolgend seien die wesentlichen Eckpunkte des in der beschriebenen Weise erarbeiteten Konzeptes dargestellt.

2.1. Rotwildlebensräume

Wie bereits erwähnt, ist die Frage der Rotwildlebensräume aufgrund fachlicher und rechtlicher Erwägungen derzeit sehr dringlich und bedarf einer grundsätzlichen Lösung, welche auch Vorbildcharakter für andere Bundesländer entfalten kann.

Die Thematik war auch von den Interessengruppen in der Projektarbeit als am wichtigsten festgelegt worden.

Der dabei gemeinsam erarbeitete und unter fachlichen Gesichtspunkten ergänzte Vorschlag lautet daher, in Zukunft auf die Ausweisung fester Rotwildgebiete zu verzichten und, als eine Konsequenz dar-

aus, die flächendeckende Bejagungsplanung für das Rotwild wieder einzuführen.

Auf diese Weise sollte es möglich sein, die sich bereits abzeichnenden Wiederbesiedlungen bisher rotwildfreier Räume zu unterstützen, indem über eine differenzierte Bejagungsplanung und Freigabe einerseits übermäßige Schäden im landwirtschaftlichen Bereich vermieden, andererseits aber Wanderungen, insbesondere der in dieser Hinsicht aktiven jüngeren Stücke ermöglicht werden.

Ein noch auf induktivem Wege zu erarbeitendes Netz an Wanderkorridoren soll Jagdrechtsinhaber, Jagd ausübende, Hegegemeinschaften und Behörden bei der Entscheidungsfindung unterstützen und die bislang existierenden, deduktiv entwickelten Vorstellungen (vergl. RECK et al. 2008) ergänzen.

Hinsichtlich der Bestandeszahlen ist ein landesweiter Bestand auf dem gegenwärtigen Niveau vorgesehen. Eine Bestandesanhebung ist unbedingt zu vermeiden. Wiederansiedlungen von Rotwild in bislang rotwildfreien Gebieten wären in einigen Regionen (z.B. Bergbaufolgelandschaften, hochgradig isolierte Populationen) durchaus diskussionswürdig, sind aber nicht vorgesehen.

Dem Rotwild soll auf diese Weise Gelegenheit gegeben werden, seinen Lebensraum weitgehend frei zu wählen, während gleichzeitig die Interessen von Land- und Forstwirtschaft gewahrt bleiben.

2.2. Jagdzeiten

Auch die Veränderung der Jagdzeiten, explizit war hier die Verkürzung genannt, steht weit oben auf der Agenda zahlreicher Interessengruppen und wurde in einem Workshop intensiv und teilweise auch kontrovers diskutiert. Hierbei war man sich im Klaren, dass

die Jagdzeit auf Rotwild nicht von der Jagdzeit auf andere Schalenwildarten losgelöst betrachtet werden kann.

Für fachlich durchaus sinnvolle Modelle, wie einer Vereinheitlichung der Jagdzeiten auf alles (zumindest wiederkäuende) Schalenwild, etwa von Anfang August oder September bis Ende Dezember, war kein Konsens unter den Interessengruppen zu erzielen. Daher beschränkte sich die Diskussion zunächst auf das Rotwild.

Kontrovers wurde vor allem die Frage eines einheitlichen Beginns der Jagdzeit diskutiert und hierbei insbesondere diejenige, ob die Jagdzeit im Frühsommer insgesamt oder für weibliches Wild entfallen kann.

Das wildbiologische Argument für einen generellen Verzicht auf die Monate Mai bis Juli ist es, in der Aufzuchtzeit des Jungwildes Jagdruhe zu halten.

Für eine differenziertere Lösung des alleinigen Verzichts auf die Erlegung von Schmaltieren (und auch Schmalrehen) in diesem Zeitraum sprechen in erster Linie Tierschutzgründe, da die sichere Unterscheidbarkeit von Schmalwild und Muttertieren nach dem Setzen nicht gewährleistet ist und dies die meisten Jäger überfordert.

Als einen für die Praxis tragfähigen Kompromiss empfehlen wir daher eine Jagdzeit auf Rotwild (alle Stücke) von August bis Dezember. Eine Bejagung von Schmalspießern ab Mai (gemeinsam mit männlichem Rehwild) oder Juni wäre ebenfalls denkbar, wenngleich die Datenlage zeigt (KRÜGER unveröffentlicht), dass in Sachsen langfristig weniger als 8 % der Rotwildstrecke (Jagdjahr 2009/10 knapp 5 %) eines Jahres in den Monaten Juni/Juli erlegt wird.

Wichtige Eckdaten unserer Empfehlung sind die Jagdruhe ab Januar, der Zeit eines deutlich reduzierten Stoffwechsels des Wildes, wie er etwa von HOFMANN (vergl. HOFMANN 1979) und später auch von ARNOLD et al. (2004) experimentell untermauert wurde sowie das klare Bekenntnis zu Tierschutzargumenten, welche gegen die Erlegung weiblichen Wildes in den Monaten Mai bis Juli sprechen.

2.3. Rolle der Hegegemeinschaften

Die Rolle der Hegegemeinschaften betreffend, zeigten sich in der Workshoparbeit jeweils ein administratives und ein inhaltliches Thema als bedeutsam, die Frage der Pflichtmitgliedschaft sowie die Frage des Gruppenabschussplanes. Zu ersterem Punkt existierten wiederum zwei unterschiedliche Ansichten, die sich wie folgt kurz zusammenfassen lassen: Eine Pflichtmitgliedschaft und eine damit zwangsläufig verbundene Gestaltung als eine Körperschaft öffentlichen Rechtes würde eine solide Basis für die Übertragung zahlreicher Aufgaben an die Hegegemeinschaft schaffen. Selbst die Beleihung mit hoheitlichen Aufgaben, etwa der gesamten Abschussplanung einschließlich Genehmigung und Kontrolle wäre auf diese Weise möglich. Darüber hinaus wäre die Großräumigkeit der Bewirtschaftung garantiert, da einzelne Reviere sich nicht ausschließen könnten. Das Argument für die Freiwilligkeit der Mitgliedschaft ist im Wesentlichen, dass gesetzlich verankerte Ver-

pflichtungen gegen die Interessen Einzelner eine Vielzahl von zusätzlichen Kontrollinstrumenten erfordern würden, welche (wie wir aus anderen Sektoren, etwa der Steuer- oder Sozialgesetzgebung wissen) wiederum vornehmlich diejenigen treffen und zusätzlich belasten würden, die sich rechtskonform verhalten.

Die zweite als vordringlich empfundene Thematik betrifft die Frage des Gruppenabschussplanes, d.h. einer Abschussplanung bzw. -erfüllung, welche nicht mehr streng an die Reviere gekoppelt ist. Es gibt gute Argumente, welche für ein solches Vorgehen sprechen. In einzelnen Revieren könnte, je nach jagdlichen Möglichkeiten der geplante Abschuss durchaus unter- oder übererfüllt werden, solange Soll und Ist auf der Gesamtfläche der Hegegemeinschaft wieder übereinstimmen.

Für die konkrete fachliche Umsetzung würden sich drei Wege anbieten: zum einen könnte sowohl die Planung als auch die Bejagung komplett durch die Hegegemeinschaft organisiert werden, d.h. primäre Planungsebene wäre das Gebiet der Hegegemeinschaft. Dieser Ansatz erscheint uns ausgesprochen sinnvoll und praktikabel.

Sollten dem rechtliche Gründe entgegenstehen, verbleiben zwei weitere Optionen: So könnte die Abschussplanung zunächst revierweise erfolgen, die Hegegemeinschaft bündelt diese Pläne, modifiziert sie gegebenenfalls und leitet sie dann der Behörde zur Genehmigung weiter. Die Abschusserfüllung könnte dann – bei taggenauer Streckenmeldung und für alle Mitglieder taggenau einsehbarer Streckenstatistik – entweder sofort dort erfolgen, wo sich das Wild erlegen lässt (sog. „Windhundprinzip“). Dagegen spricht aber zumindest in Teilen ebenfalls das o. g. Argument, zumal sich das Wild möglicherweise in bestimmten Revieren erst später im Jahr einstellt. Diese wären dann benachteiligt.

Eine dritte Möglichkeit bestünde darin, nach der Koordination der Planung in der Hegegemeinschaft die Bejagungspläne auch revierweise zu bewilligen und erst ab einem bestimmten Zeitpunkt im Jahr sämtliche noch nicht erlegten Stücke demjenigen freizugeben, der sie erlegen kann. Hierzu wäre wiederum die für alle einsehbare taggenaue Streckenstatistik zwingend erforderlich.

Die beiden letztgenannten Optionen beinhalten allerdings ein Grundproblem: durch eine bewusst fehlerhafte revierweise Überplanung mit dem Ziel, Trophäenträger höherer Altersklassen zu erlegen, die aber nicht revierweise erfüllt werden muss, kann es, insbesondere bei einem geringen Rotwildbestand, leicht zu einer lokalen übermäßigen Bestandesabsenkung kommen. Daher würden die Hegegemeinschaft, aber auch die Behörden eine sehr große Verantwortung dahingehend tragen, dass offensichtlich fehlerhafte Überplanungen auf Revierebene von Amtes wegen korrigiert und mit Sanktionen in den Folgejahren versehen werden müssen.

Weitergehende Modelle der Bejagungsplanung, in denen der Hegegemeinschaft die Funktion eines „Brokers“ zukommt, wären darüber hinaus denk-

bar. So könnte etwa ein Revierinhaber, der absehen kann, dass er sein Abschusssoll nicht erfüllen kann, von Anfang an seinen individuellen Plan für die Allgemeinheit öffnen. An Revierinhaber mit außergewöhnlichen Wildkonzentrationen könnten ebenso Kontingente aus anderen Revieren abgetreten werden.

Neben der Bejagungsplanung gibt es weitere Möglichkeiten, die Mitgliedschaft in der Hegegemeinschaft attraktiv zu gestalten. So könnten revierübergreifende Fütterungskonzepte einschließlich eines finanziellen Ausgleiches der Futteraufwendungen, umfassende jagdliche Öffentlichkeitsarbeit, Konzepte zur Wildbretvermarktung, die Einführung und Organisation des sog. „körperlichen Nachweises“ für die Erlegung von Schalenwild, die Konkretisierung und Ergänzung gesetzlicher Vorschriften zur Bejagungsplanung und vieles mehr über die Hegegemeinschaft gestaltet werden.

Eine wesentliche Voraussetzung für eine solche Stärkung der Hegegemeinschaften wäre allerdings eine deutliche Verbesserung der fachlichen Kompetenz der Vorstände bzw. handelnden Personen in den Hegegemeinschaften. Diese ist derzeit noch ausgesprochen heterogen und müsste kurzfristig durch ein umfassendes Weiterbildungsangebot auf ein fachlich hohes Niveau gebracht werden.

2.4. Nachtjagd

Hinsichtlich der Bejagung des Rotwildes zur Nachtzeit herrscht aus wilbiologischer bzw. jagdkundlicher Sicht weitestgehend Einigkeit, dass diese kontraproduktiv ist. Entsprechende Verbote des Bundesjagdgesetzes sind daher sinnvoll und sollten keinesfalls „aufgeweicht“ werden. Dementsprechend wird empfohlen, die Nachtjagd auf Rotwild generell nicht zuzulassen.

Ein Diskussionspunkt ist und bleibt sicher die Frage, ob die gleichen Argumente nicht auch für das Schwarzwild gälten. Dem ist vom Grunde her zuzustimmen, doch darf die derzeitige, wilbiologisch (Störpotential) und aus Tierschutzgründen (Möglichkeit des Ansprechens und der Treffgenauigkeit deutlich reduziert, Nachsuchemöglichkeiten eingeschränkt) suboptimale Situation beim Schwarzwild nicht als Rechtfertigung für eine generelle Reduktion des jagdlichen Qualitätsniveaus dienen.

2.5. Wildfütterung

Eine große Meinungsvielfalt herrscht auch zur Frage der Wildfütterung im weitesten Sinne.

Wichtig ist, dass wir hier die jagdkundlich klare Abgrenzung unterschiedlicher Ziele der Ausbringung von Futter beachten.

So können wir orientierend zwischen Notzeitfütterung, Ablenkfütterung und KIRRUNG unterscheiden.

Erstere hat eine klare, aus Tierschutzsicht auch völlig unstrittige Aufgabe, nämlich das Überleben eines Nahrungsengpässes in einem artgemäßen Zustand

zu gewährleisten. Derartige Nahrungsengpässe treten typischerweise im Winter auf, wobei im Flachland sicher nicht jeder Winter eine Notzeit bedeutet, im Gebirge ist das jedoch regelmäßig der Fall. Darüber hinaus gibt es Sondersituationen, etwa nach Waldbränden, die lokal ebenfalls eine Notzeit darstellen können.

Die Notzeitsituation im Winter ist eine Kombination aus Witterungsfaktoren (an die das Wild von Natur aus angepasst ist) und anthropogenen Einflüssen, etwa Störungsereignissen im Zivilisationsraum, welche dazu führen, dass die natürlichen Reserven der Wildtiere deutlich schneller aufgebraucht werden, als dies in der Natur der Fall wäre, welche also der natürlichen Anpassung entgegenwirken. Hinzu kommt beim Rotwild die fehlende Wandermöglichkeit in geeignete Winterlebensräume.

Somit ist eine angemessene Winterfütterung im Sinne einer Notzeitfütterung ein wichtiges Werkzeug des Wildtiermanagements. Fütterung in Notzeiten ist aus Tierschutzgründen und Gründen der Schadensvermeidung geboten.

Wir empfehlen allerdings die Trennung von Fütterungs- und Jagdzeit. Wenn sich ein Jagdausübungsberechtigter entschieden hat, zu füttern, muss gleichzeitig für die betreffenden Wildarten Jagdruhe herrschen.

Ablenkfütterungen sind ebenfalls ein Managementwerkzeug, welches durch geringe Futtergaben dazu beitragen kann, dass schadensgefährdete Flächen gemieden, und das Wild stattdessen in weniger schadensanfällige Flächen gelenkt wird.

KIRRUNGEN hingegen sind Anlockfütterungen, die durch geringe Futtergaben das Wild zum Zwecke der Erlegung anlocken sollen. Ob durch sachgerechte KIRRUNGEN tatsächlich ein signifikanter Biomasseimport in das Ökosystem erfolgt, erscheint eher zweifelhaft, ist jedoch derzeit Gegenstand weiterführender Untersuchungen.

Die Bejagung des Rotwildes an KIRRUNGEN wird von uns abgelehnt, da sie neben dem Jagderfolg, der auch auf anderem Wege zu erreichen ist, keinerlei übergeordneten Zielen dient und darüber hinaus ethisch fragwürdig erscheint.

3. Ausblick

Wie oben beschrieben, ist das aktuelle Modellprojekt bereits weit fortgeschritten, so dass bereits erste Eckpunkte erarbeitet werden konnten, jedoch noch nicht abgeschlossen. Daher können die Schlussfolgerungen auch nur vorläufiger Natur sein.

Das Projekt hat bislang gezeigt, dass ein partizipativer Ansatz, wie er erstmals in diesem Kontext und in dieser Form in Deutschland angewandt wurde, unter Einbindung eines fachlich versierten Moderators geeignet ist, die beteiligten Interessengruppen zu tragfähigen Lösungsvorschlägen anzuleiten.

Dass sich dabei kein absoluter Konsens erreichen lässt, liegt in der Natur der Sache. Wichtig ist es daher, auch alternative Lösungswege aufzugreifen und weiterzuentwickeln.

In einem zweiten Schritt sind die von allen erarbeiteten Lösungswege von einem Expertenteam unter Einbindung des Moderators in ihrer Umsetzbarkeit zu beurteilen und in der erforderlichen Detailliertheit auszuarbeiten, ohne die Grundidee zu verfälschen. Auf diese Weise sollte es möglich sein, konfliktträchtige Themen wie etwa den Umgang mit heimischen Schalenwildarten (vergl. HERZOG 2010) so weit zu bearbeiten, dass für alle Beteiligten akzeptable Lösungen gefunden werden können.

Ein entscheidender Aspekt, das sei an dieser Stelle nochmals betont, ist allerdings der Wille aller Beteiligten, eine Lösung zu finden.

4. Literatur

ARNOLD, WALTER; RUF, THOMAS; REIMOSER, SUSANNE; TARTARUCH, FRIEDA; ONDERSCHEKA, KURT; SCHÖBER, FRANZ. Nocturnal hypometabolism as an overwintering strategy of red deer (*Cervus elaphus*). *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.* 286, R174-R181, 2004.

ASCHE, F. Zur Zulässigkeit des Totalabschlusses von Rotwild in Rotwildfreigeieten-Anmerkungen zu OVG Koblenz, Urt. V. 30.10.2002, NuR 2003, 435. In: VON MÜNCHHAUSEN, H.; HERRMANN, M. (Herausgeber): Freiheit für den Rothirsch-Zur Zukunft der Rotwildgebiete in Deutschland. 81-95, Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg 2006.

BEIERLE, T.C.; CAYFORD, J. *Democracy in Practice. Public Participation in Environmental Decisions.* Resources for The Future Press, Washington DC, 2002.

Gehle, T.; Herzog, S. Genetic inventories of European deer populations (*Cervus* sp.): Consequences for wildlife management and land use. *Gibier Faune Sauvage – Game and Wildlife* 15, 445-450, 1998.

HECK, A. Zur Vereinbarkeit jagdrechtlicher und naturschutzrelevanter Vorschriften in Deutschland mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Biodiversitätskonvention)- Eine Analyse am Beispiel des Rotwildes (*Cervus elaphus* Linné, 1758). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 49, 288-302, 2003.

HERZOG, S. Zur Bedeutung der Genetik für Wildmanagement und Artenschutz am Beispiel des Problems „Landschaftszerschneidung“. *Artenschutzreport* 21, 14-18, 2007.

HERZOG, S. Genetische Vielfalt als Schlüssel zum Verständnis der Auswirkungen von Landschaftsfragmentierung auf die biologische Diversität. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 60, 49-54, 2008.

HERZOG, S. Ökologische Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf Wildtiere. *Forst und Holz* 64, 39-43, Februar 2009.

HERZOG, S. Der Jäger, der Förster und das Wild: Gedanken zu einer Konfliktsituation. *Forst und Holz* 65, 16-19, September 2010.

HERZOG, S.; KRÜGER, T.; HUNGER, M. Rotwildmanagement in Sachsen: ein partizipativer Ansatz für einen zukunftsfähigen Umgang mit einer konfliktträchtigen Wildart. *Artenschutzreport*, zur Veröffentlichung eingereicht.

HERZOG, S.; GEHLE, T. Bestimmung genetischer Strukturen für ein genetisches Monitoring am Beispiel des Rothirsches (*Cervus elaphus*) in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. *European Journal of Wildlife Research* 49, 25-40, 2003.

HOFMANN, R.R.. Das Rotwild- anpassungsfähig und missverstanden. In: HOFMANN, R.R. HABERMEHL, K.-H.; GEIGER, G.; MÜLLER, F., BRÖMEL, J.; STECK, F.; HERZOG, A.; WANDELER, A. HASENKAMP, J.G.; MAGGIO, G.; JAHN, J.; MEUNIER, K. (Herausgeber). *Jagd+Hege Ausbildungsbuch II: Wildbiologische Informationen für den Jäger*, 89-113, 1979.

KRANZ, A.; HERZOG, S. Sachsens Rotwild auf dem Weg in eine bessere Zukunft. *Der Anblick*, 12-18, März 2010.

MÜLLER, S. Molekulargenetische Untersuchungen zur Frage der Auswirkungen von Landschaftszerschneidung beim Rotwild (*Cervus elaphus*). Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, 2008.

RECK, H.; HÄNEL, K.; JESSBERGER, J.; LORENZEN, D. UZVR, UFR + Biologische Vielfalt. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 62, 1-181, 2008.

RÖDER, A. Einhaltung von Qualitätskriterien bei Bewegungsjagden am Beispiel von 23 Bewegungsjagden in Brandenburg. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, 2009.

SMITH, G.R.; TAYLOR, J.R. Achieving sustainability: exploring links between sustainability indicators and public involvement for rural communities. *Lands Journal* 19, 179-190, 2000.

5. Danksagung

Das Projekt wurde gefördert durch eine Zuwendung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, für die wir uns an dieser Stelle recht herzlich bedanken.

Erste Ergebnisse einer Rotwild-Telemetriestudie im Wolfsgebiet der Oberlausitz

MARK NITZE

Einleitung

Einzelne Wölfe wanderten in den letzten Jahrzehnten aus Polen immer wieder nach Deutschland ein. Im Jahr 2000 zog nach ca. 150 Jahren in der sächsischen Oberlausitz ein Wolfspaar erstmals wieder erfolgreich Nachwuchs auf und setzte damit den Grundstein für die Etablierung eines Wolfsrudels in Deutschland (ANSORGE & SCHELLENBERG 2007). Inzwischen sind insgesamt sieben reproduzierende Wolfsrudel sowie mehrere etablierte Einzeltiere/Paare in Sachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen / Hessen und Bayern bekannt (Stand Juli 2010, DANKERT mdl., STIER mdl.).

Mit der Rückkehr der Wölfe in eine vom Menschen intensiv geprägte und besiedelte Landschaft - wie in Deutschland - sind Konfliktpotenziale vorprogrammiert. So gehen in vielen Wolfsgebieten die Meinungen der verschiedenen Interessensgruppen zu diesem Vertreter eines klassischen Raubtiers oft weit auseinander. Da Wölfe sich vorrangig von jagdbaren Huftieren ernähren (WAGNER et al. 2009), konkurrieren sie mit den Jägern um die gleichen Beutetierarten. Die Erfahrungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass die daraus resultierenden Konflikte um Wild, Wolf und Jagd aufgrund fehlender Kenntnisse zum Räuber-Beute-Gefüge oft spekulativ und sehr emotional diskutiert werden. Laut neuerer Umfragen im sächsischen Wolfsgebiet befürchten viele Jäger einen Rückgang des Schalenwildes oder eine erschwerte Bejagung sowie vermehrte Waldschäden durch vom Wolf ausgelöste Veränderungen im Verhalten des Schalenwildes (HAUPTMANN 2005).

Um zukünftig ein fundiertes Wolfs- und Wildmanagement zu gewährleisten, das den Interessen des Artenschutzes und der Jagd gerecht wird, hat das Sächsische Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) 2007 unter anderem ein wildbiologisches Forschungsprojekt initiiert. Im Vordergrund steht dabei die Erhebung von Basisdaten zur Raumnutzung

und weiteren Verhaltensparametern der jagdbaren Schalenwildarten als Grundlage für die objektive Bewertung der aktuellen Konfliktfelder. Weitere Fragestellungen im Projekt fokussieren auf die Quantifizierung der Wildbestandshöhe, die Erfassung von Reproduktionsparametern sowie die Auswertung der Jagdstreckenentwicklung.

Das Projekt wird aus Mitteln des SMUL, des Landesjagdverbandes Sachsen e.V. in Kooperation mit dem Deutschen Jagdschutzverband e.V., der T-Mobile Deutschland GmbH und der Vattenfall Europe AG finanziert. An dieser Stelle sei allen Personen gedankt, die das Projekt bisher durch Akzeptanz und Mitarbeit unterstützt haben.

Methodik und erste Ergebnisse

Die Erhebung der Daten zum Raumnutzungsverhalten erfolgt mit Hilfe der Telemetrie unter Einsatz von GPS- und VHF-Sendern in Kombination mit Sichtbeobachtungen (Abb. 1). Dabei wird hinsichtlich der Telemetrie zunächst dem Rotwild im Kern- und Randgebiet des sächsischen Wolfsvorkommens die höchste Priorität zugeordnet. Bisher konnten 8 männliche und 9 weibliche Rothirsche sowie 5 Kälber markiert werden (Fang mittels Distanzimmobilisation). 19 Stücke leben in Streifgebieten bekannter Wolfsrudel der Oberlausitz. Drei Alttiere haben ihre Aktionsräume in derzeit offiziell als wolfsfrei geltenden Habitaten. Diese für den Vergleich der Raumnutzungsmuster wichtigen Referenzgebiete liegen im Osterzgebirge und im Naturschutzgebiet Königsbrücker Heide.

Keines der adulten markierten Stücke ist bisher von Wölfen gerissen oder im Jagdbetrieb versehentlich geschossen worden. Ein markiertes Kalb wird derzeit vermisst. Die markierten Alttiere und Hirsche haben in den letzten Jahren erfolgreich Kälber geführt bzw. aktiv an der Brunft teilgenommen. Bei einigen stehen inzwischen Daten eines kompletten Jahreszyklus zur Auswertung zur Verfügung. Erste Ergebnisse zu Aktionsraumgrößen sind in Tab. 1 beispielhaft im Vergleich zu den Ergebnissen einer mehrjährigen Rotwild-Telemetriestudie im Osterzgebirge (Nitze et al. 2006) dargestellt. Trotz unterschiedlicher geografischer Bezugsräume (klimatische Rahmenbedingungen, Habitatausstattung) sind die für Rotwild typischen geschlechterspezifischen Größenunterschiede der Gesamt-Aktionsräume erkennbar.

MARK NITZE

Technische Universität Dresden

Tel.: 035203 / 383 13 71

E-Mail: nitze@forst.tu-dresden.de

Abb. 1: Fang (Distanzimmobilisation) und Markierung (GPS-GSM-Sender).
(Fotos: Noak, Nitze)



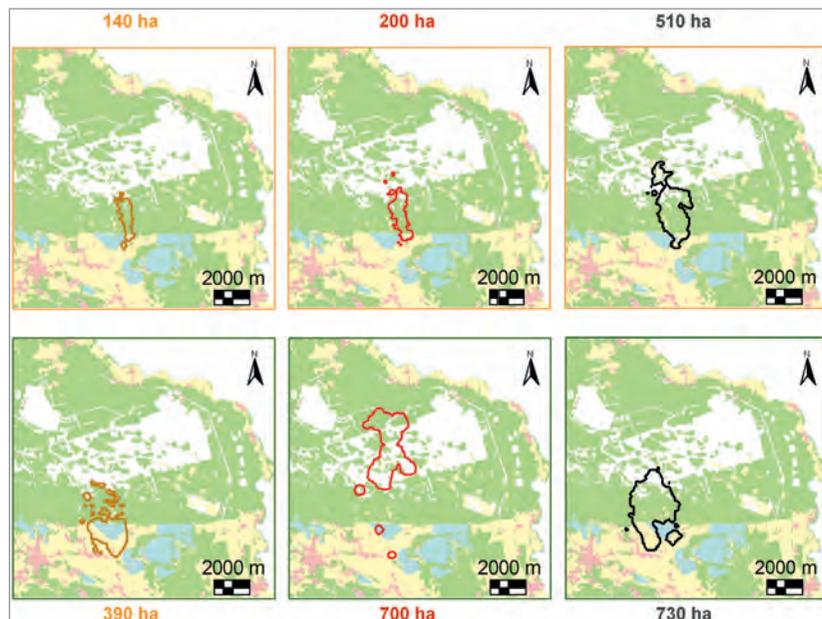
Tab. 1: Aktionsräume von Rotwild verschiedener Untersuchungsgebiete in Sachsen. K95cw – Kernel-Methode, MCP – Minimum-Convex-Polygon, AK – Altersklasse kursiv – Auswertungszeitraum < 365 Tage

ID	Aktuelles Projekt (tierspezifisch)								Osterzgebirge	
	Oberlausitz / NSG Königsbrücker Heide*								(jährl. Mittelwert)	
	männlich				weiblich				männlich	weiblich
Alter (Markierung)	H01 AK IV (10+jähr.)	H03 AK IV (10+jähr.)	H05 AK III (6-8jähr.)	H07 AK III (6-8jähr.)	T02 AK II (2-4jähr.)	T08 AK I (1jähr.)	T14 AK III (2-4jähr.)	T06* AK II (2-4jähr.)	n = 7	n = 6
Beobachtungszeitraum	01.07.08 16.11.09	07.02.09 15.07.09	19.02.09 14.07.09	31.07.09 08.09.09	02.07.08 15.11.09	24.05.09 16.11.09	19.07.09 16.11.09	04.04.09 16.11.09	1999 2005	1999 2005
(n-Peilungen)	(15.959)	(4.853)	(4.554)	(1.202)	(15.711)	(5.425)	(3.730)	(7.184)		
Methode										
K95cw (ha)	1.331	739	854	370	501	172	235	605	1.530	239
Kerngebiet (ha)	636	600	854	370	336	138	152	457	703	87
Kernel-Level (%)	75	90	95	95	90	90	85	90	81	73
MCP100 (ha)	3.311	1.473	2.273	1395	1.431	474	750	1.615	2.544	591
MCP95 (ha)	2.656	871	1.117	873	744	293	282	1.067	2.323	432

Saisonale Aktionsräume unterliegen vielen Einflüssen, wie z.B. der Verteilung und Verfügbarkeit des aktuellen Äsungsangebotes. Die bisher erfassten saisonalen Daten sind nach einem Jahr Beobachtungsdauer nur bedingt vergleichbar. Jedoch tritt wie in der früheren Osterzgebirgsstudie bei den markierten Hirschen der Lausitz eine typische saisonale Verschiebung von Sommer-, Brunft- und Winter-Aktionsraum auf (Abb. 2). Beim weiblichen Rotwild ist diese Dreiteilung kaum zu erkennen. Saisonale Unterschiede findet man bei weiblichen Stücken eher während der Setzzeit.

Bei beiden Geschlechtern sind deutlich individuelle Eigenheiten in der tradierten Raumnutzung erkennbar. Gleiches gilt für die Empfindlichkeit gegenüber Störungen.

Abb. 2: Saisonale Raumnutzung 2008 des Alttieres T02 (oben) und des Hirsches H01 (unten). (Auswertungszeiträume: links – Sommer, Mitte – Brunft, rechts – Winter)



Insgesamt weisen die Telemetriedaten im Wolfsgebiet ebenfalls auf eine hohe Raumtreue des Rotwildes hin.

Bei keinem der markierten Stücke traten bisher kurz- oder langfristige Abwanderungsbewegungen aus dem bekannten Aktionsraum in andere Regionen der Oberlausitz auf. Dies widerspricht somit den Vorstellungen, die von der Verlagerung ganzer Rotwildteilpopulationen durch die Anwesenheit von Wölfen ausgehen. Innerhalb des Aktionsraumes gab es allerdings kurzfristige Verschiebungen aufgrund von Störungen. Als Ursache sind neben den bekannten Faktoren Jagd- und Forstbetrieb, Waldbesucher und Stangensucher natürlich auch Wölfe zu nennen.

Diese ersten Ergebnisse aus dem Wolfsgebiet beziehen sich allerdings vorrangig auf den Bereich des Truppenübungsplatzes (TÜP) der Muskauer Heide, der zum Streifgebiet des „Daubitzer Wolfsrudels“ gehört. Aufgrund der militärischen Sicherheitsbestimmungen und der deutlich geringeren jagdlichen Nutzung im Vergleich zu den umliegenden Offenlandbereichen der Pachtgebiete hat diese Fläche durchaus den Charakter einer „Wildruhezone“. Das Wild steht tagsüber vorrangig im Waldgürtel des TÜP und ist oft auch in den frühen Vormittags- und Abendstunden bei gutem Licht tagaktiv. Erst nachts zieht es

zur Äsung auf die Offenlandflächen. Der TÜP bietet also genug Fläche im jeweiligen Aktionsraum eines Tieres, um Störungen jedweder Art auszuweichen. In Rotwildlebensräumen außerhalb solcher großen „Ruhegebiete“ sind aufgrund der geringeren Anzahl sicherer Rückzugsbereiche durchaus häufigere Verschiebungen innerhalb des tradierten Aktionsraumes denkbar. Diese Hypothese soll zukünftig durch weitere Beobachtungen und Markierungen von Rotwild abgeklärt werden.

Wie Rotwild auf die Anwesenheit von Wölfen reagiert, kann bisher nur mit Hilfe „indirekter“ Methoden erfasst werden. So werden zurzeit die Telemetriedaten des Rotwildes bei Wolfssichtung, Fotofallennachweis oder frischen Losungs- und Rissfunden im Nachhinein analysiert (Abb. 3).

Basierend auf der bisherigen Auswertung dieser indirekten Methoden reicht das Reaktionsspektrum der Beutetiere bei Anwesenheit des Wolfes von Toleranz bis zu deutlicher Fluchtbewegung (Abb. 4). Entscheidend für das (individuelle) Verhalten sind wahrscheinlich die tatsächliche Wahrnehmung des Fressfeindes und die situative Umgebung beim Kontakt mit dem Wolf (z.B. Entfernung, Einzeltier, Rudel). Auch diese Fragestellung bedarf zur wissenschaftlich fundierten Klärung ebenfalls weiterer Daten.



Abb. 3: Indirekte Nachweise des Wolfes als Hilfsmittel zur Interpretation der Rotwildtelemetrie (Fotofallen, Risse, Losung, Spuren).
(Fotos: Nitze)

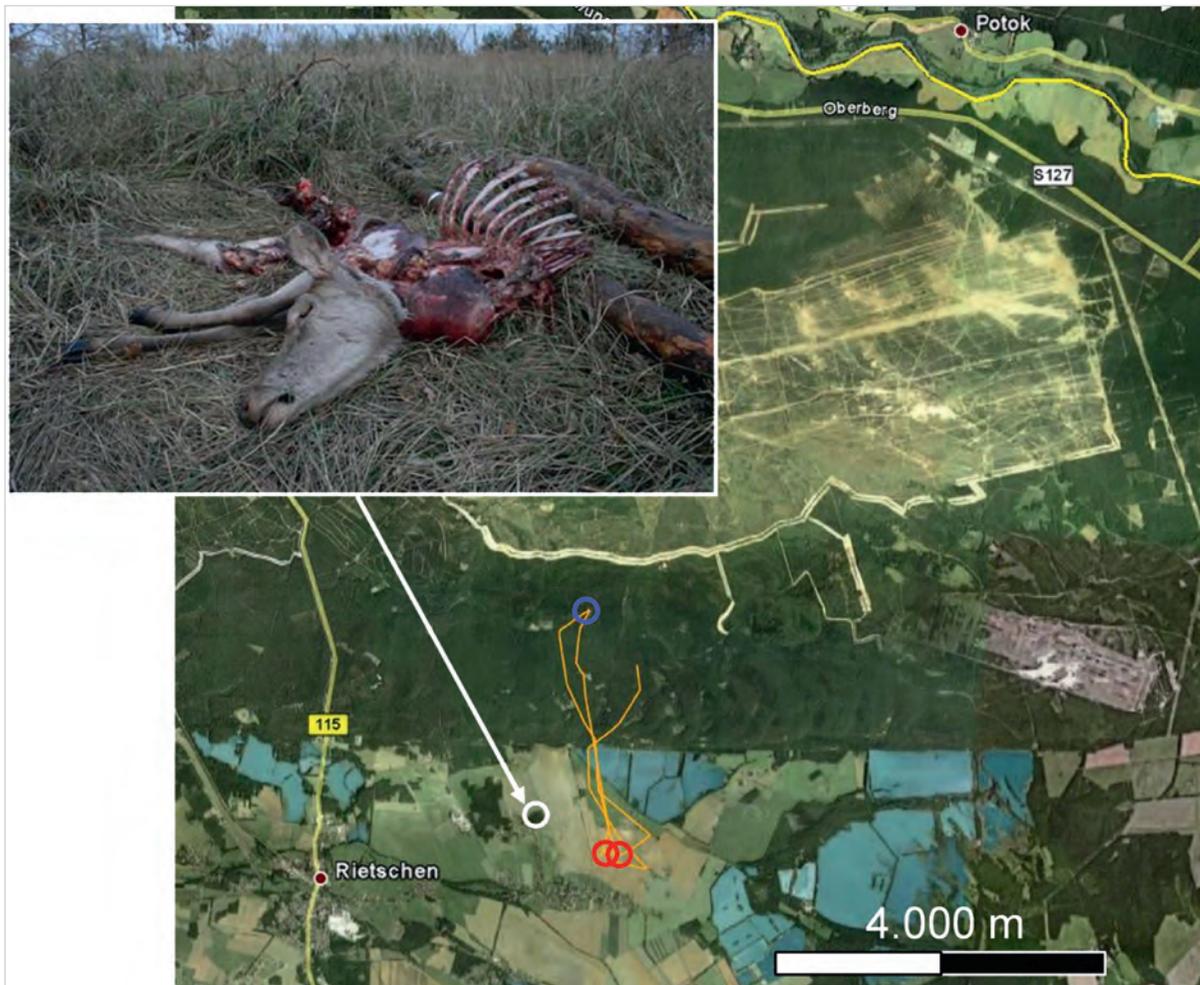


Abb. 4: Raumnutzung des Hirsches H01 während einer nächtlichen Wolfsattacke in der näheren Umgebung (Entfernung ca. 800 m freies Feld, kein Fluchtverhalten während dieser Nacht, Nutzung desselben Wechsels und Äsungseinstandes in der nächsten Nacht).

Rote Kreise – Äsungseinstand in den Nächten des 13.11.08 und 14.11.08

Weißer Kreis – Frischer Rissfund am 14.11.2008

Blauer Kreis – Tageseinstand am 14.11.08

(Foto: Nitze)

Diesbezüglich am aufschlussreichsten wäre zweifelsohne eine „direkte“, parallele Erfassung der Raumnutzung von Wolf und Rotwild durch Telemetrie im gemeinsamen Aktionsraum.

Literatur

ANSORGE, H.; SCHELLENBERG, J. (2007): Die Rückkehr des Wolfes *Canis lupus* in die Oberlausitz. Berichte der naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 15: 105-112.

HAUPTMANN, M. (2005): Meinungsumfrage unter der Jägerschaft zum Vorkommen des Wolfes (*Canis lupus*) in der Niederschlesischen Oberlausitz. Diplomarbeit an der Thüringer Fachhochschule für Forstwirtschaft Schwarzburg, Deutschland.

NITZE, M.; STACHE, A.; HELLMUND, M.; FUCHS, K.; ROTH, M. (2006): Untersuchungen zum Raum-Zeit-Muster von Schalenwildarten in ausgewählten Gebieten des Freistaates Sachsen 1997-2005; Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des Sächsischen Ministeriums für Umwelt und Landwirtschaft.

WAGNER, C.; ANSORGE, H.; KLUTH, G.; REINHARD, I. (2009): Fakten aus Losungen - zur Nahrungsökologie des Wolfes (*Canis lupus*) in Deutschland von 2001 bis 2008. – Mitt. Sächsische Säugetierfreunde 2009: 7-10.

Zielorientierte Bejagung von Schalenwild – Das „Hatzfeldt-Projekt“

TOM MÜLLER, MARK ILLERICH, MICHAEL MÜLLER UND FRANZ STRAUBINGER

Einleitung

Die Diskussion um den so genannten Wald-Wild-Mensch-Konflikt, die in Deutschland bereits seit der Nachkriegszeit geführt wird, gewinnt gegenwärtig wieder an Intensität. Grund dafür sind nicht nur die nach wie vor hohen Anteile der Flächen, auf denen die natürliche Verjüngung der Hauptbaumarten gar nicht oder nur mit zusätzlichen Schutzmaßnahmen gelingt. Diese Wildabwehrmaßnahmen sind ökonomisch keine sinnvolle Alternative und beeinträchtigen zudem die Situation des Wildes (PETERS und BILKE 2004). Wildabwehrzäune sind zwar eine relativ sichere Waldschutzmaßnahme, entziehen dem Wild aber die Flächen mit der wertvollsten Äsung und Deckung. Wer viel zäunt muss deshalb Ausgleich schaffen oder mehr Wild erlegen.

Die mit Wildeinflüssen einhergehende Beeinträchtigung der Artenvielfalt durch Entmischung gefährdet die selbstregulatorischen Kräfte der Waldökosysteme und damit deren Stabilität sowie Multifunktionalität (OLDENBURG und MÜLLER 2004; KUITERS und SLIM 2002; REIMOSER 2003). Der Waldumbau, welcher für die Anpassung der Wälder an die sich wandelnden Umweltbedingungen und zur ökologischen wie ökonomischen Risikoverteilung zwingend erforderlich ist, duldet angesichts der langen Entwicklungszeiträume von Wäldern keine Verzögerung. Nicht zuletzt sind es aber auch die ökonomischen Einbußen, welche die Waldbesitzer überall dort hinnehmen müssen, wo die Schalenwildeinflüsse zu hoch sind und ein anderer Ausgleich bislang nicht herbeigeführt werden konnte (KNOKE et al. 2008; ANONYMUS 2004; CLASEN und KNOKE 2009).

Die Lösungsansätze für dieses Konfliktfeld sind vielfältig, wie aus einer kürzlich veröffentlichten umfangreichen Studie unter der Federführung des Deutschen Forstwirtschaftsrates, der Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft und des Bundesamtes für Naturschutz hervorgeht (AMMER et al. 2010). Einerseits sind die Waldbesitzer in ihrer Verantwortung als Grundeigentümer stärker gefordert, die auf ihren Flächen verfolgten Ziele klar zu formulieren und die Jäger in deren Umsetzung konsequent mit einzubeziehen (SCHAEFER 2010; AMMER et al. 2010; MÜLLER 2010). Das gilt keineswegs nur für den Privat- oder Kommunalwald. Auch in den Landesforstbetrieben gibt es große Abweichungen zwischen dem gesetzlich verankertem Anspruch und der Wirklichkeit, wie z. B. im Bericht des OBERSTEN BAYERISCHEN RECHNUNGSHOFES (2009) nachzulesen ist. Andererseits werden in jüngster Zeit die historisch gewachsenen und tradierten Regelwerke der Jagd hinsichtlich ihrer Intention und Zweckmäßigkeit hinterfragt, wie z. B. die Jagd- und Schonzeiten, die Abschusspläne, die Bedeutung von Trophäen oder die Funktionalität der Jagd insgesamt. Vor allem die Herausforderung dieses Regelwerk in den Rahmen einer fortschrittlichen Wald-, Naturschutz- und Jagdgesetzgebung zu integrieren oder die Eigenverantwortung von Waldbesitzern und Jägern zu erhöhen wird zunehmend diskutiert.

Die vorliegende Untersuchung greift diese Aspekte auf. In enger Zusammenarbeit mit der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung – Betriebsteil Massow und dem Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg wird seit dem Jagdjahr 2007/2008 das „Konzept zur Jagdausübung in der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung“ (Hatzfeldt-Projekt) umgesetzt. Es werden u. a. alternative Jagdzeiten erprobt, die sich stärker an wildbiologischen Erkenntnissen, an der menschlichen Ethik und am Tierschutz orientieren und der Umsetzung waldbaulicher Ziele des Waldeigentümers besser Rechnung tragen (MÜLLER 2010). Die Untersuchung soll vorrangig einen Beitrag dafür leisten, die Entscheidungsfindung in Wald-Wild-Mensch-Konflikten mit fundierten Ergebnissen zu unterstützen und letztere angesichts der jüngsten Welle hochschlagender Emotionen zu versachlichen. Die Jagd muss letztendlich als essentielles Element einer nachhaltigen und naturnahen Bewirtschaftung unserer Kulturlandschaft, zu der Wald und Schalenwild untrennbar da-

TOM MÜLLER, PROF. DR. MICHAEL MÜLLER,
Technische Universität Dresden
Tel.: 035203 / 3831280
E-Mail: tmueller@forst.tu-dresden.de
mmueller@forst.tu-dresden.de

MARK ILLERICH, FR ANZ STRAUBINGER
Hatzfeldt-Wildenburg'sche Verwaltung
Tel.: 033766 / 21676
02742 / 931910
E-Mail: m.illerich@hatzfeldt.de
f.straubinger@hatzfeldt.de

zugehören, von allen Teilen der Gesellschaft verstanden und mitgetragen werden.

Versuchsansatz und Methodik

1. Änderung der Jagdzeiten und Analyse der Strecken

Ein Schwerpunkt des Projektes war die Synchronisation der Jagdzeiten für alle Schalenwildarten und der Alters- sowie Entwicklungsgruppen ihrer Populationen. Besonders die Rationalisierung der Jagd auf Rehwild (*Caperolus capreolus* L.), welches am häufigsten vorkommt und die bedeutendsten Schäden an Waldverjüngungen verursachen kann, stand im Focus der Konzeption. Die hier vorgestellten Ergebnisse beziehen sich daher vorrangig auf diese Wildart. Es wurde keinerlei Ausrichtung an Trophäen vorgenommen, da diese für die Entwicklung des Wildbestandes unbedeutend sind. Die Jagdzeit wurde auf zwei Intervalle im Jahr konzentriert und zwar vom 01. April bis zum 30. Juni sowie vom 01. September bis zum 31. Januar. In diesen Jahresabschnitten ist die

Jagd am effizientesten durchzuführen, weil der Entwicklungsstand der Vegetation und das Verhalten (Aktivitätsphasen) der Tiere größtmögliche Strecken bei geminderter Störungsintensität erwarten lassen. Außerhalb dieser Intervalle, speziell in den Phasen der Jungtieraufzucht im Sommer und den härtesten Bedingungen im Hochwinter, herrschte absolute Jagdruhe. Abgesehen vom Damwild, wurde damit für alle Schalenwildarten eine Verkürzung der Jagdzeit in der Jahressumme erreicht (Abb. 1). Während der Jagdzeiten durfte, unter Beachtung des Schutzes tragender Tiere im ersten Intervall und führender Tiere generell, alles Schalenwild, unabhängig von Alter und Geschlecht, erlegt werden. Ausgenommen von dieser Regelung war lediglich männliches Rotwild der Altersklassen III und IV, aus Rücksicht auf bestehende Vereinbarungen innerhalb der Hegegemeinschaft, die über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinaus gehen. Die wesentlichsten Änderungen des Konzeptes (TUD) gegenüber den Regelungen des Landesjagdgesetzes (LJG) ergeben sich demnach aus der Vorverlegung des Jagdbeginns in den April und aus der Möglichkeit männliches Rehwild nach dem 15. Oktober zu erlegen. Jagdethische bzw. tierschutzrechtliche Grundsätze blieben unangetastet.

Abb. 1: Überblick der Änderungen der Jagdzeiten des Konzeptes gegenüber dem Landesjagdgesetz, aufgeschlüsselt nach Wildarten, Altersklassen u. Geschlechtern; die letzte Spalte enthält die effektiven Differenzen der Jagdzeiten für jede Populationsgruppe

	Jagdjahr Monate												Sum eff	Diff eff	
	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär			
Rehwild LJG	Kitze													6	
	Schmalrehe													9	
	Ricken													5	
	Böcke													5,5	
	Summe													25,5	
TUD	Kitze													5	-1
	Schmalrehe													8	-1
	Ricken													5	0
	Böcke													8	+2,5
	Summe													26	+0,5
Summe LJG													10		
Summe TUD													8	-2	
Rotwild LJG	Kälber													7	
	Schmalspießer													9	
	Schmaltiere													8	
	Alltiere													6	
	Hirsche													6	
TUD	Kälber													5	-2
	Schmalspießer													8	-1
	Schmaltiere													8	0
	Alltiere													5	-1
	Hirsche													8	+2
Summe LJG													9		
Summe TUD													8	-1	
Schwarz-LJG wild	Frischlinge													7	
	Überläufer													12	
	Bachen													5,5	
	Keiler													12	
	Summe													36,5	
TUD	Frischlinge													5	-2
	Überläufer													8	-4
	Bachen													5	-0,5
	Keiler													8	-4
	Summe													26	-10,5
Summe LJG													12		
Summe TUD													8	-4	
Damwild LJG	Kälber													6	
	Schmalspießer													8	
	Schmaltiere													7	
	Alltiere													5	
	Hirsche													5	
TUD	Kälber													5	-1
	Schmalspießer													8	0
	Schmaltiere													8	+1
	Alltiere													5	0
	Hirsche													8	+3
Summe LJG													8		
Summe TUD													8	0	
Sum nom	Summe der nominalen Zeiten														
Sum eff	Summe der effektiven Zeiten														
Diff nom	Differenz der nominalen Zeiten zwischen TUD und LJG														
Diff eff	Differenz der effektiven Zeiten zwischen TUD und LJG														
	Nominal Jagdzeit aber Jagd effektiv nicht möglich (Jagdethik, Definition der Altersklassen)														

Um die Wirkung dieser Änderungen zu überprüfen, wurden Analysen der Jagdstrecken und der Kondition der erlegten Tiere, vor und nach Konzept-einführung, vorgenommen. Ferner wurden Daten von Drückjagden, sowohl innerhalb der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung als auch in anderen Betrieben, über die Schusslagen am Rehwild erhoben, um das Verhalten der Schützen unter dem neuen Konzept zu überprüfen.

2. Untersuchungsflächen und forstwirtschaftliche Zielsetzungen

Alle Untersuchungen fanden auf den brandenburgischen Flächen der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung statt. Der Betriebsteil Massow mit Sitz der Verwaltung in Tornow wurde seit 2001 stetig vergrößert und umfasst mittlerweile über 7.000 ha. Die größte zusammenhängende Fläche dieses Betriebes, ca. 5.500 ha, wurde als Konzeptfläche für die Untersuchung ausgewählt. Die Konzeptfläche wird im Osten durch die Bundesautobahn 13 begrenzt. Im Süden grenzen Felder an, weshalb dort ein Pufferstreifen von der Breite etwa einer Forstabteilung belassen wurde. Im Westen und Norden grenzen andere Waldbesitzer ohne Pufferzone direkt an. Etwa 75-90 % der Fläche sind durch trockene bis mittelfrische, arme bis ziemlich arme Standorte geprägt (Russ und Wolf 2006).

Im gesamten Betrieb ist daher mit 98 % die Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) die vorherrschende Baumart. Es wird jedoch versucht standortspezifisch in Gruppen, schmalen Riegeln oder horstweise die Baumarten Trauben-Eiche (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.), Rot-Eiche (*Quercus rubra* L.) und Stiel-Eiche

(*Quercus robur* L.) sowie Esskastanie (*Castanea sativa* MILL.), Europäische Lärche (*Larix decidua* MILL.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* MIRBEL) einzubringen. Ziel ist es, neben Pflege und Qualitätssicherung der überwiegend mittelalten Bestände, durch Auflichtungen der Altholzschirme die Gemeine Kiefer natürlich zu verjüngen und eine ausgeprägte Schicht mit verschiedenen Laubgehölzen, wie Sand-Birke (*Betula pendula* ROTH), Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) und Faulbaum (*Rhamnus frangula* MILL.) zu etablieren (Abb. 2). Die Kiefer soll als Hauptbaumart nicht abgelöst, sondern durch die Aufwertung der ökologischen Stabilität und Streuung des ökonomischen Risikos langfristig in ihrer Produktionsfähigkeit gesichert werden. Alle folgenden Auswertungen beziehen sich der Vergleichbarkeit wegen auf die beschriebene 5.500 ha große Konzeptfläche, es sei denn, es ist ausdrücklich ein anderes Bezugsmaß genannt.



Abb. 2: Aufgelichteter Kiefernaltbestand im Betriebsteil Massow mit Kiefern naturverjüngung und natürlich etablierter Laubgehölzschicht aus Eichen und Eberesche

3. Untersuchung des Einflusses von Wildtieren auf die Waldverjüngung

Die Wirkung des veränderten Jagdregimes auf die Waldvegetation, besonders im Hinblick auf die Förderung von Eichenarten, wurde durch ein Verbissmonitoring nach Vorbild des sächsischen Kontroll-

zaunverfahrens begleitet und bewertet (EISENHAEUER und STÖVER 2000). Dazu wurden Paare in Form von gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen eingerichtet. Die Vergleichsflächenpaare gliederten sich in sechs einfache Kontrollzaun- (KZF) und fünf Intensivuntersuchungsflächen (IUF). Ihre Dichte lag bei einem Vergleichsflächenpaar pro 500 ha. Die Verteilung der Vergleichsflächenpaare im Konzeptareal wurde so gewählt, dass diese verschiedene, typische Habitatausstattungen repräsentierten. In den Intensivuntersuchungsflächen wurden neben dem zentralen Probekreis zur Untersuchung der Naturverjüngung in den gezäunten und ungezäunten Varianten je eine Pflanzung mit ca. 80 Traubeneichen angelegt (Abb. 3). An diesen Pflanzen wurden jedes Jahr, einmal vor und ein zweites Mal am Ende der Vegetationszeit, Schadsymptome aller Art untersucht und der Höhenzuwachs gemessen. Diese Pflanzungen wurden im Herbst des vorletzten Untersuchungsjahres wiederholt, um nach dem eingetretenen Verbiss die gleichen Ausgangsbedingungen, zumindest was den physischen Zustand der Probepflanzen betrifft, wieder herzustellen.

Da Schalenwild nicht der einzige biotische Einflussfaktor auf den Verjüngungsprozess ist, sondern verschiedene Organismen bereits vor der Keimung auf das Eichensaatgut wirken, wurden in jeder IUF 1.000 Eicheln in speziell dafür ausgestatteten Saatkästen ausgesät. Diese erlaubten es, selektiv Schalenwild, Vögel, Mäuse oder alle diese Tiergruppen zuzulassen oder auszuschließen. In jedem der Saatplätze wurden 100 Eicheln in einem Raster von 10 x 10 cm gesteckt und in den beiden Folgejahren auf Austriebserfolg, Schäden und Verlust untersucht. Aus den ersten Erkenntnissen des Saatversuches heraus wurde die Fragestellung erweitert und ein zweiter Versuch mit verändertem Ansatz durchgeführt. Im Hinblick auf die lokalen, kleinflächigen Anlagen von Eichensaaten im Betrieb besteht bei dichten Saatverbänden die Gefahr, dass Mäuse oder Schwarzwild die ganze Saat aufnehmen, weil sie, im Gegensatz zu Hähersaaten, schnell von einer Eichel zur nächsten finden. Daher sollte im erweiterten Ansatz geprüft werden, welche Saatverbände für die Ausbringung bei möglichst geringen Saatgutmengen und gleichzeitig größtmöglicher Sicherheit zu wählen sind.

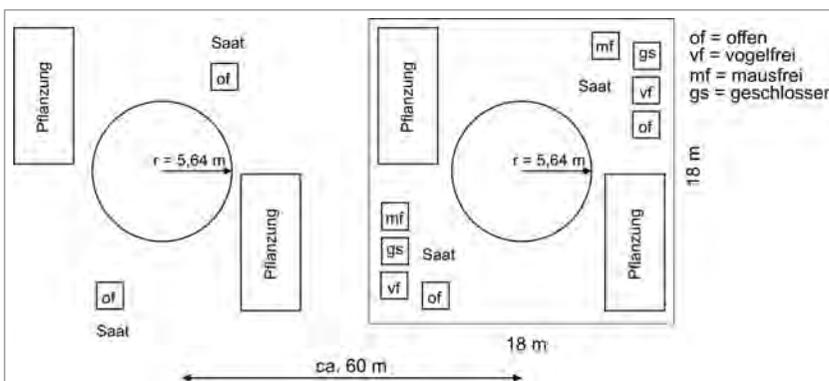


Abb. 3: Schema des Aufbaus einer Intensivuntersuchungsfläche

Dafür wurden drei verschiedene Saatverbände von 0,5 m, 1,0 m und 1,5 m mit jeweils 40 Eicheln auf jeder IUF getestet.

Ergebnisse und Diskussion

1. Auswirkungen des Jagdzeitenkonzeptes auf die Bejagung von Rehwild

Mit den Daten bis zu den einzelnen Abschüssen von April 2005 bis März 2010 lagen der Streckenauswertung fünf vollständige Jagdjahre zugrunde, von denen sich die drei letzten Jagdjahre durch die Umsetzung des neuen Bejagungskonzeptes auszeichneten. Im Untersuchungszeitraum wurden innerhalb der Konzeptfläche insgesamt 523 Rehe erlegt. Im Durchschnitt waren es pro Jahr 105 Stück, wobei von Jahr zu Jahr mitunter erhebliche Schwankungen der Streckensumme von fast 28 % auftraten (Tab 1). Trotz viermonatiger Jagdruhe und der Verkürzung der Gesamtjagdzeit für Rehwild um zwei Monate, lagen die Strecken nach der Konzepteinführung auf etwa gleichem Niveau wie vorher. Dabei ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass im Jagdjahr 2009/2010 z. B. die potenziell sehr erfolgreichen Bewegungsjagden im Januar dem Konzept folgend wegen der hohen Schneelagen und der tiefen Temperaturen ausgesetzt wurden.

Tab. 1: Jahresgesamtstrecken des Rehwildes innerhalb der Konzeptflächendes

Jagdjahr	AK 0	AK I	AK II	Sum/a	St/100 ha
05/06 LJG	19	61	28	108	1,96
06/07 LJG	6	45	25	76	1,38
07/08 TUD	26	48	31	105	1,91
08/09 TUD	19	72	38	129	2,36
09/10 TUD	17	65	23	105	1,91

Die Altersklassenverteilung fiel vor und nach Konzepteinführung ebenfalls gleich aus, wobei der Anteil des Jungwildes (AK 0 und AK I zusammen) bei durchschnittlich 72 % lag (Tab. 2). Dieser Wert übertrifft sogar die Vorgabe der Gemeinsamen Richtlinie für die Hege und Bejagung des Schalenwildes der Länder Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern zum Zweck der Populationskontrolle (MLUR 2001).

Tab. 2: Altersklassenverteilung in Prozent der Jahresgesamtstrecken des Rehwildes

Jagdjahr	AK 0	AK I	AK 0 + AK I	AK II
05/06 LJG	18	56	74	26
06/07 LJG	8	59	67	33
07/08 TUD	25	46	70	30
08/09 TUD	15	56	71	29

Beim Geschlechterverhältnis hat die Konzepteinführung eine deutliche Korrektur des Anteils männlichen Wildes zur Folge gehabt, dessen Jagdzeit nach den geltenden Jagdzeiten unterrepräsentiert ist (Abb. 4). Lag der Anteil der Böcke vor der Konzepteinführung in der AK I lediglich bei 33 % und sogar nur bei 25 % in der AK II, war das Geschlechterverhältnis nach Angleichung der Jagdzeiten nahezu ausgeglichen. Da eine Selektion nach Geschlecht durch die Jagdorganisation ausgeschlossen werden kann, sind die beobachteten Verschiebungen ausschließlich auf die jeweiligen zur Verfügung stehenden Jagdzeiten zurückzuführen. Dadurch wird ein gravierender Mangel in den bestehenden Jagdzeiten behoben. Unter bisherigen Bedingungen war es kaum möglich, das Geschlechterverhältnis des Abschusses am tatsächlichen Geschlechterverhältnis der Population auszurichten, da dieses nicht bekannt und die Summe der Jagdzeit für männliche und weibliche Rehe sehr unterschiedlich ist. Wird der Abschuss nach den jetzigen Regelungen am vermuteten, optimalen Geschlechterverhältnis in der Population von 1 : 1 ausgerichtet, folgt ein Vernachlässigen des Abschusses weiblicher Rehe, was zum Populationswachstum führt. Umgekehrt könnte dieses Verhältnis aber nur dann künstlich angeglichen werden, wenn bekannt wäre, welches Verhältnis sich im Abschuss einstellen würde, wenn für beide Geschlechter die gleichen maximalen jagdlichen Anstrengungen unternommen würden. Letzteres muss von der Jagdleitung entschieden und von allen Jagdausübenden mitgetragen werden und dürfte daher in den wenigsten Revieren der Realität entsprechen. Das vorliegende Ergebnis für den Betriebsteil Massow mit einem Verhältnis von etwa 30:70 vor der Konzepteinführung spiegelt jedoch genau diesen Fall wider.

Die feine zeitliche Auflösung des Jahresverlaufes offenbart die vom Konzept induzierten Unterschiede im Auflaufen und der Zusammensetzung der Rehwildstrecke (Abb. 5). Die Bockstrecke im Frühjahr konnte

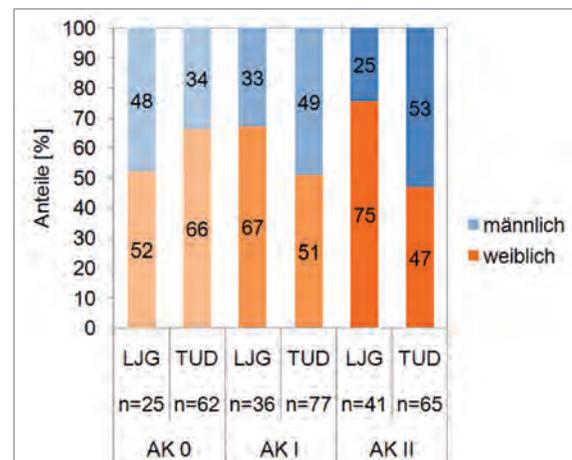


Abb. 4: Geschlechterverteilung der Rehwildstrecke in den einzelnen Altersklassen im Vergleich zwischen den Jagdkonzepten

durch die Erweiterung der Jagdzeit in den April hinein in den Altersklassen I und II nahezu verdoppelt werden. Das Rehwild stellt mit steigenden Temperaturen ab Ende März sein Stoffwechselsystem vom Ruhezustand im Winter wieder auf erhöhten Energiebedarf im Sommer um, wodurch die Aktivität im Zuge der Nahrungssuche deutlich zunimmt. Bei den Böcken ist die Aktivitätssteigerung besonders stark ausgeprägt, da in dieser Phase zusätzlich das Territorialverhalten hinzukommt (CEDERLUND 1981, VINCENT 1988). Je nach Witterungsverlauf verschlechtern sich ab Mitte Mai die jagdlichen Bedingungen jedoch wieder und erreichen im Juni ihr Minimum, da die austreibende Vegetation die Sichtverhältnisse einschränkt und die Aktivität der Böcke vor der Brunft wieder stark zurückgeht (ELLENBERG 1978). Die niedrigen Streckenzahlen bei beiden Geschlechtern im Sommer zeigen die geringe Bedeutung dieser Periode für die Jahresstrecke. Der Verzicht auf die Strecke während der Blattzeit wurde durch die Jagderfolge im April mehr als ausgeglichen. In der Herbst/Winter-Phase wurde die Strecke erstmals durch Böcke ergänzt, ohne jedoch die hohen Zahlen der ersten Jagdzeit von April bis Juni zu erreichen, obwohl die zweite Jagdzeit effektiv um zwei Monate länger ist. Das lässt den Schluss zu, dass die Abschöpfung vor allem bei den Jährlingen, also beim Zuwachs des vergangenen Jahres, zu einem erheblichen Teil bereits im Frühjahr geleistet werden kann. Das wiederum entspricht der Forderung, den Eingriff in der Jugendklasse so früh wie möglich zu vollziehen.

Die Effekte des veränderten Jagdregimes bei der Strecke weiblichen Rehwildes fielen mit Ausnahme

der Altersklasse 0 weit weniger deutlich aus. Im Frühjahr konnten in den Altersklassen I und II keine Änderungen nachgewiesen werden. Das spricht eindeutig dafür, dass die tierschutzrechtlichen und ethischen Anforderungen an die Jagd auf weibliches Wild keinesfalls vernachlässigt wurden. Überraschend war jedoch, dass die Strecke der Schmalrehe und der Ricken ab September nicht wie bei den Jährlingen angestiegen ist, was insbesondere in Verbindung mit Bewegungsjagden erwartet worden war. Die Zahl der älteren weiblichen Rehe ging sogar leicht zurück. Zwar ist es möglich, dass tatsächlich weniger Ricken in der Population vorhanden waren, wahrscheinlicher ist jedoch, dass sich die Zusammensetzung der Strecke zugunsten anderer Populationsgruppen verschoben hat. Diese Annahme wird durch den Zuwachs der Kitzstrecke gestützt, der im Wesentlichen durch Bewegungsjagden erzielt wurde (Abb. 5, vgl. Abb. 7). Wenn auf Bewegungsjagden das Hauptkriterium beim Ansprechen nicht mehr das Geschlecht ist, dann selektieren die Schützen vornehmlich die schwächsten Stücke anstatt jener, die sie zweifelsfrei als weiblich ansprechen können, wodurch sie normalerweise das Risiko einen Bock zu erlegen minimieren. Weiterhin ist bemerkenswert, dass der Anstieg der Kitzstrecke fast ausschließlich durch weibliche Kitze repräsentiert wird. In diesem Zusammenhang muss davon ausgegangen werden, dass der Anteil weiblicher Kitze in der Population tatsächlich höher war, denn ein bewusstes Selektieren durch die Schützen kann ausgeschlossen werden. Die Gründe für diesen Überhang weiblicher Kitze können nicht allein aus den erhobenen Daten, aber im Abgleich mit der Literatur erklärt werden. Am wahrscheinlichsten

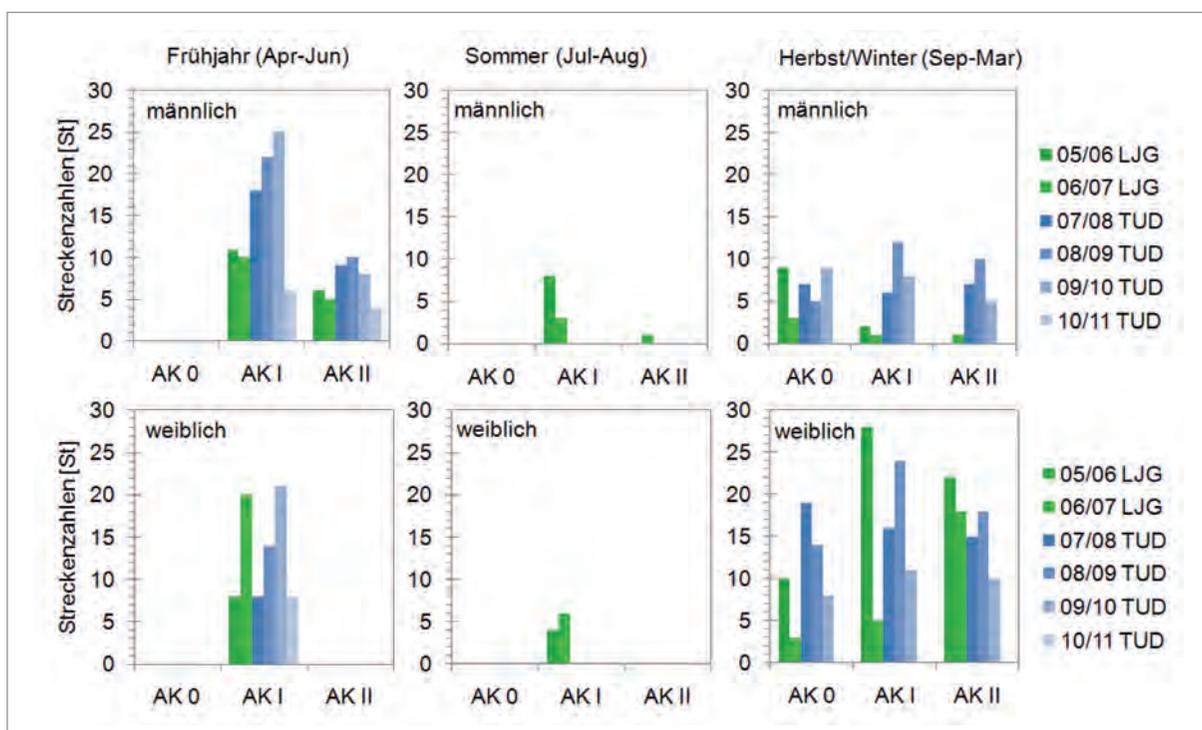


Abb. 5: Streckenzahlen pro Jagdjahr der in der Konzeptfläche erlegten Rehe im Vergleich der Jagdzeitenkonzepte

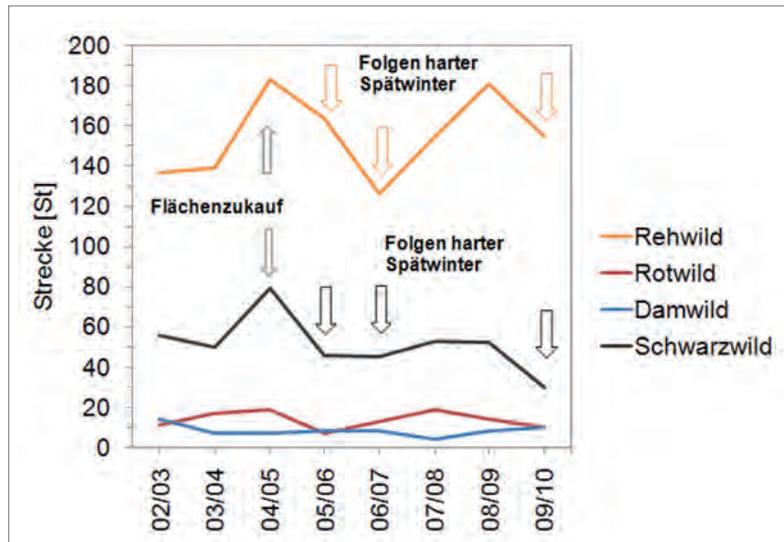


Abb. 6: Streckenentwicklung der Schalenwildarten im Gesamtbetrieb (auch Nichtkonzeptflächen)

ist die populationsökologische Reaktion auf widrige Witterungsbedingungen im Winter, die sowohl Fekundität, Geschlechterverhältnis des Nachwuchses und die Populationsdichte kurzfristig stark beeinflussen können (HEWISON und GAILLARD 2001; SHELDON und WEST 2004). Hochentwickelte Warmblüter wie das Rehwild sind zwar durchaus an die mitteleuropäischen Winterverhältnisse angepasst, doch können Ausnahmeerscheinungen, vor allem auf armen Standorten, zu höheren Verlusten führen, da die Population hauptsächlich aus nur drei Generationen zusammengesetzt ist (MÜRI 1999). In den Jagdjahren 05/06 sowie 06/07 gab es beim Rehwild jeweils einen deutlichen Rückgang der Strecke (Abb. 6). In diesen Jahren waren die Winter des jeweils vorangegangenen Kalenderjahres (2004 zu 2005 und 2005 zu 2006) durch unterdurchschnittliche Temperaturen im Januar, lange zusammenhängende Kälteperioden von Januar bis März sowie Schneelagen bis Ende März geprägt (MÜLLER-WESTERMEIER und RIECKE 2005; MÜLLER-WESTERMEIER und WILLING 2006). Ab dem Jagdjahr 07/08 stiegen die Strecken in nur zwei Jahren wieder auf das gleiche Niveau wie vor dem Rückgang, wobei sich der Anteil der weiblichen Kitze von da an drastisch erhöhte. Die Witterungsbedingungen in den Wintern 07/08 und 08/09 waren wesentlich günstiger als in den beiden vorangegangenen Jahren, mit deutlich überdurchschnittlichen Temperaturen von Januar bis März (MÜLLER-WESTERMEIER, et al. 2007; MÜLLER-WESTERMEIER und RIECKE 2008). Diese Schlussfolgerungen decken sich mit denen von MÜRI (1999), die nach strengen Wintern ebenfalls vermehrt weibliche Kitze feststellte. Wenn in Übereinstimmung mit der Literatur gut konditionierte Ricken eher weibliche Föten produzieren, sind sie es auch, die harte Witterungsbedingungen am besten überstehen und ihre Kitze im folgenden Frühjahr setzen (HEWISON, et al. 1999; HEWISON und GAILLARD 1996; MACDONALD und JOHNSON 2008; STRANDGAARD 1972). Außerdem spricht der synchrone Verlauf der Schwarzwildstrecken für diese Erklärung, da der Nachwuchs des Schwarzwil-

des aufgrund des frühen Geburtstermins ebenfalls in langanhaltenden Wintern bedroht ist (Mysterud, et al. 2007). Hinzu kommt, dass die Art und Weise der Waldbewirtschaftung mit relativ großem Strahlungseinfluss am Boden zusammen mit dem Jagdregime augenscheinlich eine Habitatverbesserung auf ganzer Fläche gewährleistet. Das dürfte ebenfalls zur Verbesserung der Kondition des Rehwildes beitragen und soll deshalb zukünftig genauer untersucht werden.

2. Effizienz von Bewegungsjagden

Die uneingeschränkte Freigabe beider Geschlechter des Rehwildes sollte neben der grundsätzlichen Umsetzung wildökologischer Erkenntnisse vor allem auf Bewegungsjagden zu einer besseren Chancenverwertung führen. Das erhöht nicht nur die Strecken, sondern berücksichtigt auch den Tierschutz in besonderem Maße. Die jagdliche Beunruhigung von Wiederkäuern im Winter sollte wegen der Stoffwechsellumstellung der Tiere etwa zur Wintersonnenwende so gering wie möglich gehalten werden. Umso wichtiger ist es daher, dass möglichst alles Wild, welches auf einer Drückjagd in Bewegung gebracht wird und nicht führt, auch zur Strecke kommt.

Die vereinfachten Anforderungen des Ansprechens haben zunächst nicht zu einem dauerhaft höheren Anteil der Drückjagdstrecke an den Jahresgesamstrecken geführt (Abb. 7). Das bedeutet jedoch nicht, dass die Drückjagden an Effizienz verloren haben. Als Konsequenz aus den Ergebnissen und Erfahrungen der untersuchten Jagdjahre wurden anstatt mehrerer kleiner Jagden (oft weniger als 50 Schützen), verteilt von Ende September bis Januar, nunmehr konzentriert zwischen Ende November und Ende Januar Jagden mit bis zu 90 oder 100 Schützen durchgeführt. Zwar erfordern diese großen Jagden auch einen wesentlich größeren Organisations-

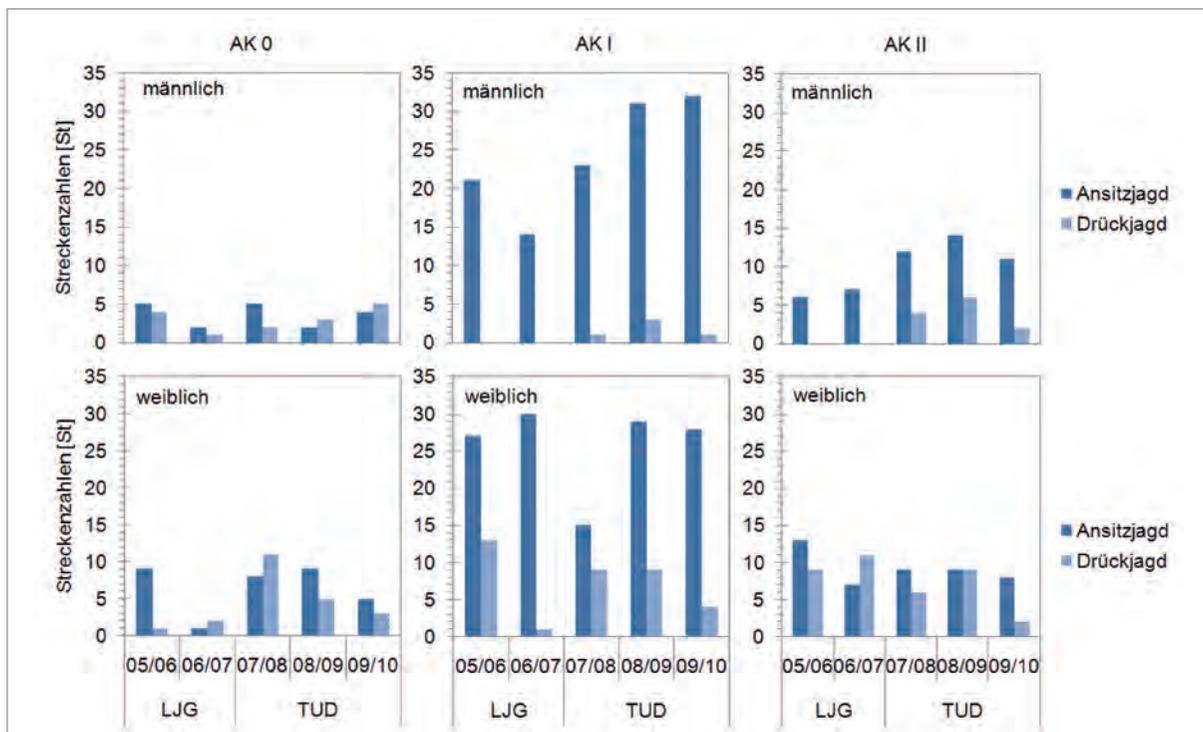


Abb. 7: Streckenzahlen pro Jagdjahr der in der Konzeptfläche erlegten Rehe im Vergleich der Jagdarten und Jagdzeitenkonzepte

Tab. 3: Termine und Anzahl der durchgeführten Drückjagden mit den entsprechenden Rehwildstrecken und der daraus abgeleiteten Effizienz

	L J G			T U D		
	Anzahl der Drückjagden	Anzahl der erlegten Rehe	Erlegte Rehe pro Jagd	Anzahl der Drückjagden	Anzahl der erlegten Rehe	Erlegte Rehe pro Jagd
	(zwei Jagdjahre summiert)			(drei Jagdjahre summiert)		
September	2	3	1,5			
Oktober	3	9	3			
November				6	14	2,3
Dezember	6	12	2	5	20	4
Januar	2	18	9	7	51	7,3
Summe	13	42	3,2	18	85	4,7

aufwand, doch erbrachte diese Strategie auch eine um durchschnittlich 46 % größere Rehwildstrecke pro Jagd (Tab. 3). Den Jagden im Januar kam dabei die größte Bedeutung zu, weil die Bodenvegetation dann vollends verschwunden war und durch die kurzen Tageslängen Beginn und Ende der Jagden besser mit den Hauptaktivitätszeiten des Rehwildes übereinstimmten. Zudem war die Witterung im Januar oft stabiler als im November oder Dezember und die Wahrscheinlichkeit, dass Schnee lag war ebenfalls größer. Auch aus Sicht der Störungsintensität war dieses Vorgehen günstig, weil die Beunruhigung des Wildes zeitlich weiter eingeschränkt wurde. In Bezug auf die berechtigten Wünsche aus Tierschutzgründen im Winter Jagdruhe zu halten, wurde also bisher ein Kompromiss eingegangen.

3. Kondition der Rehwildpopulation

Die bisher dargestellten Ergebnisse der Streckenauswertung lassen vor dem Hintergrund der waldbaulichen Konzeption und der damit verbundenen Habitatverbesserung Schlüsse über den physischen Zustand des Rehwildbestandes und in beschränktem Maße auch auf die künftige Entwicklungen in der Konzeptfläche zu. Die Körpermassen (aufgebrochen mit Haupt) der erlegten Rehe können als Weiser für die Kondition der einzelnen Tiere herangezogen werden (ADALSTEINSSON 1979; ALBORN, et al. 1986; ALBORN, et al. 1983; GUNN und DONEY 1975). Diese liegen in der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung auf durchaus ähnlichem Niveau im Vergleich zu Untersuchungen aus anderen Habitaten (Tab. 4). Für die

Fläche/Jagdbezirk/Quelle		Körpermasse in kg					
		AK 0		AK I		AK II	
		weiblich	männlich	weiblich	männlich	weiblich	männlich
Hatzfeldt-Wildenburg	TUD	9,8	9,5	12,2	12,9	13,9	14,7
Hatzfeldt-Wildenburg	LJG	7,2	9,0	11,8	11,7	13,5	13,5
Unterspreewald (Obf Hammer)	LJG	10,1	10,5	13,2	12,2	14,8	13,9
Schwarzenburg (Obf Luckau)	LJG	9,3	9,9	12,5	11,9	14,2	13,9
Hakel (STUBBE 1997)	LJG	9,7	8,8	14,5	13,9	14,4	17,1
Forstverwaltung Freiherr v. Oldershausen (SCHULZE 1998)	LJG	10,4	8,6	13,9	13,4	15,7	15,3

Tab. 4: Durchschnittliche Körpermassen erlegter Rehe aus verschiedenen Gebieten Deutschlands getrennt nach Altersklassen und Geschlecht

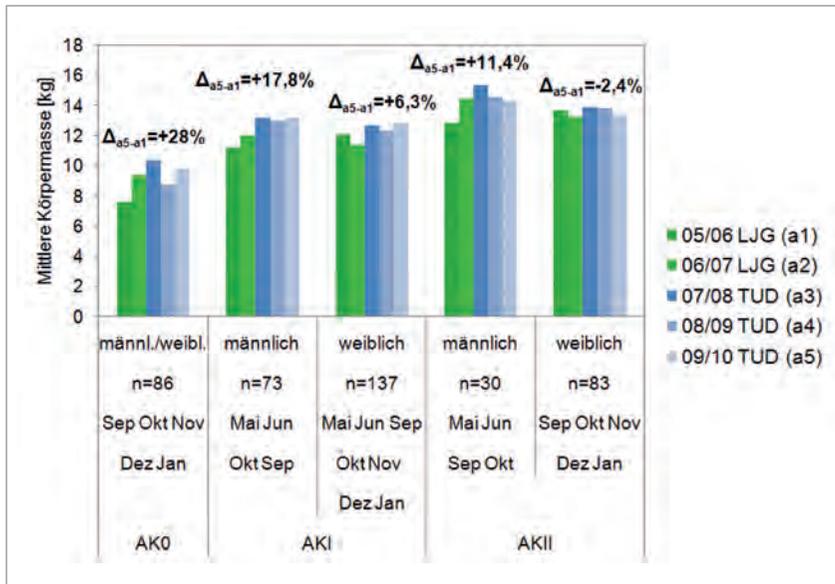


Abb. 8: Entwicklung der Körpermasse des erlegten Rehwildes, getrennt nach Altersklassen und Geschlecht

Auswertung der Körpermasse wurden nur die Monate herangezogen, in denen die entsprechende Altersklasse bzw. Geschlechtergruppe in beiden Jagdkonzepten bejagt werden durften (Abb. 8). Damit wurde sichergestellt, dass nur die Tiere einbezogen wurden, die zur selben Jahreszeit erlegt wurden und deshalb den gleichen körperlichen Entwicklungsstand aufwiesen. Die Altersklasse der Kitze wurde nicht in die Geschlechter aufgeteilt, da der geschlechtsspezifische Masseunterschied in diesem Alter äußerst gering ist und in jedem Falle vom aktuellen Ernährungszustand des Tieres überlagert wird (ANDERSEN und LINELL 1997; STUBBE 1997). Außerdem sind für Kitze beider Geschlechter die Entwicklungsbedingungen ab ihrer Geburt prinzipiell gleich (HEWISON, et al. 1999).

Abgesehen von den Ricken zeigen alle ausgeschiedenen Populationsgruppen einen deutlichen Aufwärtstrend in ihrer Masse. Mit einem Anstieg um 28 % zwischen dem ersten und dem letzten Untersuchungsjahr ist dieser bei den Kitzen am stärksten ausgeprägt. Grund dafür ist, dass sich Änderungen der Ernährungssituation durch beschleunigtes bzw. gehemmtes Wachstum sehr viel stärker auf die Körpermasse der Kitze auswirken als bei ausgewachsenen Tieren, deren Masse stabiler ist. Steigende Körpermassen sind bei vielen wiederkäuenden Scha-

lenwildarten ein Indiz für eine bessere Kondition der Tiere und für eine günstigere Ressourcenverfügbarkeit im Wirkungsgefüge mit dem Habitat (COBBEN, et al. 2009; KJELLANDER, et al. 2006). Bessere Ressourcenverfügbarkeit wird über entsprechende Strahlungsregulierung im Altholzschirm erzielt, die eine Aufwertung des Artenspektrums der Bodenvegetation zur Folge hat. Dieser Fall tritt jedoch nur dann ein, wenn hohe Schalenwildichten diesen Prozess nicht durch negative Rückkopplung auf das Habitat verhindern. Sowohl für die Initiation dieses Prozesses wie auch für die Kondition des Schalenwildes selbst, ist daher die zumindest temporäre Absenkung der Populationsdichte vorteilhaft, weil der Habitatentwicklung ein geringerer Äsungsdruck entgegensteht und die intraspezifische Konkurrenz um die Ressourcen sinkt. In diesem Zusammenhang ist auch zu erklären, warum das Gewicht der Böcke stärker reagiert, als das der Ricken und Schmalrehe. Neben der Konkurrenz um Nahrungsressourcen kommen bei den Böcken, besonders bei den Jährlingen, die sozialen Auseinandersetzungen bei der Revierbesetzung bzw. -verteidigung und der Brunft hinzu. Durch eine geringere Individuendichte der Böcke nimmt auch deren Stress im Sozialverhalten deutlich ab. Weibliche Rehe hingegen können ihre Territorien bei steigender Individuendichte zunehmend überlappen lassen, sofern genügend Nahrung vorhanden ist (PE-

GEL und BRIEMLE 2000). Einen Erklärungsansatz dafür liefert das Model der „Local Resource Competition Hypothesis“ (CLARK 1978). Demnach tendieren Muttertiere mit guter Kondition dazu, vermehrt einzelne, weibliche Föten bzw. Zwillinge- oder Drillingskitze mit ausgeglichenem Geschlechterverhältnis hervorzubringen. Umgekehrt produzieren Ricken schwacher Kondition einzelne, männliche Föten (HEWISON, et al. 1999; HEWISON und GAILLARD 1996; MACDONALD und JOHNSON 2008). Die Ursache dafür liegt in der Fortpflanzungsstrategie. Rehwild wird aufgrund der geringen geschlechtsspezifischen Größenunterschiede, dem geringen Grad an Polygamie und der Territorialität der Böcke dem Typ des Ressourcenverteidigers zugeordnet, im Gegensatz zum Rotwild beispielsweise, bei dem die Hirsche eine Gruppe aus Weibchen verteidigen (FOCARDI, et al. 2002; VANPÉ, et al. 2008). Da beim Rehwild der männliche Nachwuchs vom Muttertier abwandert, der weibliche sich jedoch philopatrisch (Brutortstreue) verhält (STRANDGAARD 1972), ist es unter schlechteren Ernährungsbedingungen, im Hinblick auf die intraspezifische Konkurrenz und Dichteregulation der Population, für das Muttertier günstiger, männlichen Nachwuchs hervorzubringen (HEWISON, et al. 1999; STRANDGAARD 1972). Umgekehrt kann es sich das Muttertier unter günstigen Bedingungen eher „leisten“, die ausreichend vorhandenen Ressourcen mit den eigenen weiblichen Nachkommen zu teilen. Auf diese Weise kann die Population flexibel auf die lokalen Bedingungen reagieren. Die Fekundität ist konditionsabhängig und damit über die Ressourcenverfügbarkeit und letztlich über die Populationsdichte gesteuert. Der positive Einfluss geringer Populationsdichten auf die Körpergewichte, die Reproduktionsfähigkeit weiblicher Tiere und die Geschlechterverteilung des Nachwuchses ist auch für andere Schalenwildarten wie Rotwild (*Cervus elaphus* L.) und Elch (*Alces alces* L.), bekannt (ALBORN, et al. 1987; BONENFANT, et al. 2009; CLUTTON-BROCK, et al. 1985; ELLENBERG 1978; GAILLARD, et al. 1992; MACDONALD und JOHNSON 2008; MARKGREN 1969; MÜRI 1999; WAUTERS, et al. 1995).

Naturnah ausgestattete Habitate können mehr Wild artgerecht mit natürlicher Nahrung versorgen und bieten gleichzeitig auf ganzer Fläche Deckung (COBBEN et al. 2009; MÖLDER 2009). Deshalb ist der Schaffung solcher Habitate im Sinne einer artgerechten Wildbewirtschaftung oder Hege immer der Vorrang vor künstlichen Maßnahmen einzuräumen. Letztere, wie z. B. Wildäcker oder Äsungstreifen, können die Qualität natürlicher Lebensräume niemals ersetzen und Schäden nachweislich nicht sicher verhindern (HESPELER 2010). Vor diesem Hintergrund ist im Untersuchungsgebiet künftig eher eine Populationszunahme beim Rehwild zu erwarten. Die Jahresstrecken werden in Übereinstimmung mit GILL et al. (1996) vermutlich auch nachhaltig auf dem jetzigen Niveau bleiben oder sogar steigen, zumal die Einzeljagd schwieriger werden wird, je stärker sich die Vegetation der Strauchschicht und die Naturverjüngung der Bäume entwickelt.

4. Schussqualitäten auf Bewegungsjagden

In den drei Untersuchungsjahren wurden auf 31 Drückjagden Daten über die Schussqualitäten der erlegten Rehe erhoben. Zehn dieser Jagden fanden außerhalb der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung in Brandenburg, Sachsen und Thüringen, also unter den jeweiligen Landesjagdgesetzen, statt. Sechs Jagden wurden auf den Nichtkonzeptflächen der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung und 15 innerhalb der Konzeptfläche durchgeführt.

Die Qualität der Schüsse wurde nach den zwei Hauptkriterien Tierschutz und Verwertbarkeit des Wildbrets beurteilt. Insgesamt wurden die Schusslagen in sieben Kategorien eingestuft. Es ist also möglich, dass eines der Kriterien erfüllt, der Schuss durch das Fehlen des anderen aber abgewertet und inakzeptabel wurde. Um den Tierschutz zu erfüllen, musste der Schusskanal so verlaufen, dass ein schnelles Verenden der Tiere sichergestellt war. Schüsse, die die Kammer, den Trägeransatz oder das Haupt trafen, wurden dieser Kategorie auch dann zugeordnet, wenn das Projektil auf dem Weg durch die Kammer, etwa bei spitzen Schusswinkeln, den Verdauungstrakt mit verletzte. Diese Art der Treffer wurde gesondert als „Weidwund toleriert“ bewertet, denn eine Verletzung des Pansens muss nicht zwangsläufig zur Wildbrentwertung führen, sofern mit der entsprechenden Technik aufgebrochen wird. In der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung werden die erlegten Tiere in speziell dafür vorgesehenen Jagdpausen an zentralen Aufbrechplätzen ausschließlich vom eigenen Personal versorgt. Dafür wird das Wild mit beiden Hinterläufen kopfüber aufgehängt und nach vorne, in Richtung Brustkorb und Haupt aufgebrochen, ohne dabei das Schloss zu öffnen. Dadurch kommt im Falle eines Weidwundschusses der Panseninhalt zu keinem Zeitpunkt mit den wertvollen Wildbretpartien in Kontakt.

Inakzeptabel waren alle übrigen Schüsse, die keine unmittelbar tödliche Wirkung hatten und/oder wertvolles Wildbret entwerteten, denn die Nutzung

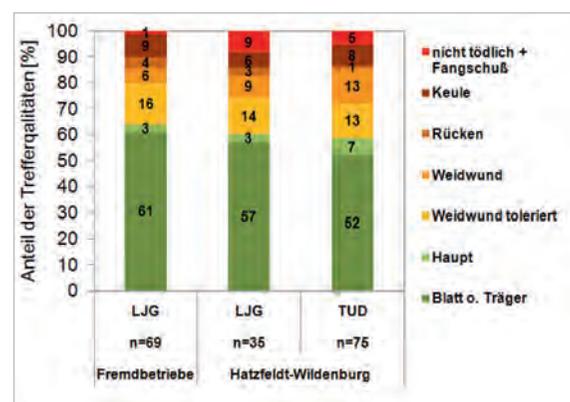


Abb. 9: Schussqualitäten an den auf Drückjagden erlegten Rehen im Vergleich zwischen den Konzepten und zu anderen Betrieben

des Wildbrets als hochwertiges Nahrungsmittel ist ein zentraler Bestandteil des Jagdkonzeptes und eine der wichtigsten Begründungen für die Jagd mit Schusswaffen.

Die bisherige Datenbasis erlaubt noch keine gesicherten Aussagen. Der größte Anteil der akzeptablen Schüsse wurde mit 80 % auf Jagden außerhalb der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung registriert (Abb. 9). Für die Nichtkonzeptflächen des Hatzfeldt-Wildenburg'schen Betriebes lag er knapp darunter bei 74 %, in der Konzeptfläche bei 72 %. Bemerkenswert ist, dass der Anteil der tolerierbaren Weidwundschüsse in den Fremdbetrieben genauso hoch lag, wie im Konzeptgebiet. Das bedeutet, dass der gemessene Anteil solcher Treffer offenbar normal ist, auch wenn die Schützen versuchen sie zu vermeiden. Der Anteil der nicht zu tolerierenden Weidwundschüsse war in der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung dagegen etwas höher. Möglicher Weise ist das Terrain dabei ein entscheidender Faktor. Keine der Jagden in den Fremdbetrieben fand in vergleichbaren Kiefernreinbeständen im Tiefland statt, sondern vorwiegend in Fichten- oder Laubbaummischbeständen von Mittelgebirgen. Die Sicht- und theoretisch möglichen Schussentfernungen in den Kiefernreinbeständen sind um ein Vielfaches höher und verleiten mitunter auch ortskundige Jäger zu Weitschüssen, die weniger präzise sind. Inwiefern also der höhere Anteil an Weidwundschüssen auf die jagdlichen Umstände oder eine Fahrlässigkeit der Schützen zurückzuführen ist, kann aus den Daten nicht abgeleitet werden. Im Rahmen der Weiterführung des Projektes werden gezielt besser vergleichbare Betriebe ausgewählt werden sowie die jagdlichen Umstände genauer untersucht.

Kritikwürdig wirkt der um ca. 6 % höhere Anteil an Schüssen, die einen Fangschuss erforderten. Durch die prozentuale Darstellung werden jedoch in den Nichtkonzeptflächen der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung diese Schüsse überrepräsentiert, denn die Gesamtzahl der dort durchgeführten Jagden und der erlegten Rehe ist mit 35 Stück nur etwa halb

so groß, wie in den übrigen Kategorien. In den absoluten Zahlen sind die Unterschiede weit weniger ausgeprägt (Fremdbetriebe_{LJG}=1; Hatzfeldt-Wildenburg_{LJG}=3; Hatzfeldt-Wildenburg_{TUD}=4) und lassen den Schluss zu, dass sich die Werte im Rahmen des Üblichen bewegen.

Positiv hervorzuheben ist der niedrigere Anteil an Schüssen in der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung, welche die wertvollsten Wildbretpartien (Rücken und Keulen) entwerteten. Hier bestätigten sich die Erwartungen an das Konzept, denn die vereinfachten Anforderungen an das Ansprechen entbinden natürlich keinen Schützen von seiner Verantwortung für jeden Schuss. Diesbezüglich muss die Jagdleitung Einfluss auf das Jagdergebnis nehmen. Ihr obliegt es, Jäger auszuwählen, die ihr Handwerk zuverlässig beherrschen und professionell ausüben.

Ebenso wichtig ist es, Leistungen, die den Anforderungen nicht entsprechen, zu kritisieren und Verbesserungen einzufordern.

Einfluss von Wildtieren auf die Waldverjüngung

Im Rahmen der Verbissuntersuchungen konnte sowohl an den gepflanzten Eichen als auch an der Naturverjüngung lediglich Winterverbiss festgestellt werden. Sommerverbiss trat nicht auf. Als verbissen wurden nur die Pflanzen mit frischem Terminaltriebverbiss ausgewiesen. Totalverbiss bezeichnet Pflanzen, die vom Hasen kurz über der Erdoberfläche gekappt wurden und somit jede Möglichkeit zur Photosynthese verloren hatten.

1. Eichenpflanzungen in den Intensivuntersuchungsflächen

Bereits nach dem ersten Winter im Jahr 2008 waren auf allen ungezäunten Intensivuntersuchungsflächen (IUF) zwischen 68 % und 93 % der Pflanzen verbissen, wobei zwischen den Flächen, je nach Dichte

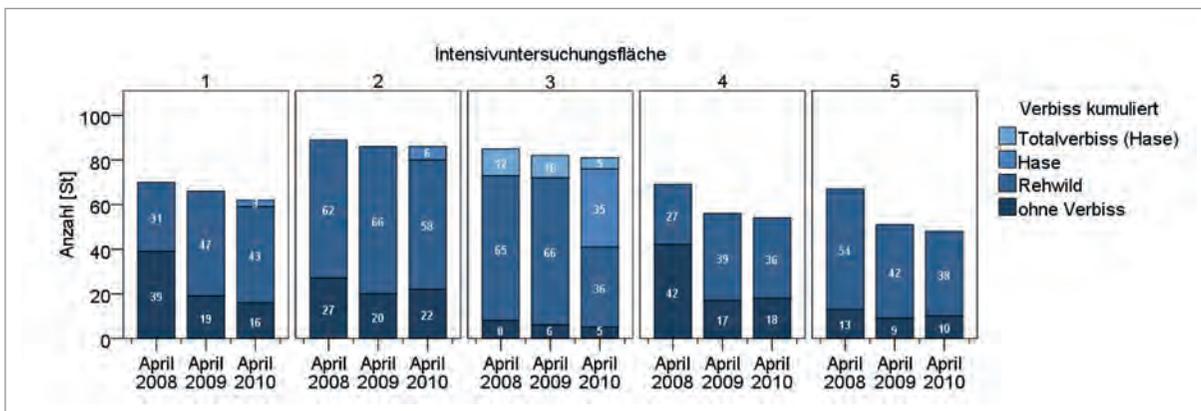


Abb. 10: Auflaufende Messung des Verbissstatus im Frühjahr auf den ungezäunten Intensivuntersuchungsflächen

der Begleitvegetation (hauptsächlich Adlerfarn und Reitgrasdecken), erhebliche Unterschiede auftraten (Abb. 10). Das hatte zur Folge, dass nur noch sehr wenige und subvitale Pflanzen ohne Verbiss übrigblieben, die vom Wild wahrscheinlich bewusst gemieden wurden. Eine Entwicklung des Verbissdruckes in der Folgezeit, die im Zuge der Habitatentwicklung und der Jagd zu erwarten war, hätte dadurch nicht mehr ausreichend nachvollzogen werden können. Deshalb wurde der Ausgangszustand im Herbst 2009 mit je 80 Pflanzen pro IUF noch einmal hergestellt.

Im Frühjahr 2010 wurde an diesen Pflanzen kein einziger Verbiss durch Rehwild festgestellt, obwohl die lang anhaltenden Schneelagen starken Verbiss erwarten ließen. Lediglich auf einer IUF trat Verbiss durch Hasen an 50 % der Eichen auf. Neben der konsequenten Bejagung und den möglicherweise höheren Winterverlusten wurden im Wesentlichen drei Ursachen dafür ausgemacht. Die Schneehöhe im Januar und Februar 2010 war zeitweise hoch genug, um die meisten Pflanzen komplett abzuschirmen, was sich anhand zahlreicher Triebabbrüche auf gleicher Höhe über dem Boden erkennen ließ. Weiterhin wiesen die Pflanzen wahrscheinlich eine geringere Attraktivität auf, da sie im Gegensatz zu den ersten Pflanzungen, die aus Baumschulen stammten, als Wildlinge geworben wurden. Baumschulpflanzen weisen aufgrund der Düngung üblicherweise einen höheren Nährstoffgehalt als Wildlinge auf, was sie für den Konzentratselktierer Rehwild attraktiver macht (REIMOSER 2003). Hinzu kommt, dass von der Betriebsleitung, je nach Mastaufkommen, jährlich etwa 2.000 bis 6.000 kg Eichensaatgut für den Eichelhäher ausgelegt werden. Ein Häher ist in der Lage, zwischen 4.000 und 5.000 Eichel in einem Herbst zu verstecken, von denen er nur ca. ein Fünftel als Nahrung nutzt (EPPLÉ 1996; STIMM und BÖSWALD 1994). Selbst wenn man davon noch die Verluste durch Wildschweine und Mäuse abzieht, wird deutlich, dass diese Maßnahme dazu beiträgt, die Hähereichendichte innerhalb kurzer Zeit deutlich zu erhöhen. Darüber hinaus wurden im Hatzfeldt-Wildenburg'schen Betrieb während der bisherigen Projektlaufzeit jährlich zwischen 70.000 und 140.000 Stück der verschiedensten Mischbaumarten gepflanzt, darunter Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* MIRBEL) und Esskastanie (*Castanea sativa* MILL.). Es liegt die Vermutung nahe, dass der Verbissdruck auf die Eichenpflanzungen in den IUF dadurch stärker auf andere Pflanzen verteilt und kontinuierlich abgesenkt wurde.

Trotz der hohen Verbissbelastung der ersten Pflanzung, die über die gesamte Versuchszeit hinweg keinen nennenswerten Höhenzuwachs mehr leistete, sind nur 8,6 % der Eichen während der Versuchsdauer nachweislich durch Verbiss ausgefallen. Die häufigsten Ausfallursachen waren der Verlust durch Pflanzschäden an der Wurzel und das Entfernen der Pflanzen durch Schwarzwild. Allerdings war die Fähigkeit zur Regeneration des Verbisses sehr gering ausgeprägt. Nur 4 % der verbissenen Pflanzen richteten einen Seitentrieb auf, der das Höhenwachstum

des Terminaltriebes übernahm, 8 % bildeten einen Regenerationstrieb aus, wodurch sie wieder als unverbissen eingestuft werden konnten. Diese insgesamt eingeschränkte Vitalität geht auf die Unterentwicklung der Wurzel und die Folgen der Verpflanzung zurück, denn auch die gezäunten Varianten zeigten in den ersten beiden Jahren verhaltenes Höhenwachstum, bevor die Jahrestriebe 2009 Längen von bis zu 70 cm erreichten. Das zeigt, dass gepflanzte Bäume auch durch einmaligen Verbiss bereits nachhaltig geschwächt werden können, da die Reservestoffe in der Wurzel für das Regenerationswachstum oft nicht ausreichen und neben der Terminalknospe fast immer auch Seitenknospen mit verbissen werden (vgl. KECH und LIESER 2006; KUITERS und SLIM 2002). Dadurch verlieren Pflanzen dieser Größe zu viel Assimilationsvermögen, um den Verbiss kompensieren zu können.

2. Naturverjüngung in den Probekreisen

In der Naturverjüngung, die einmal jährlich untersucht wurde, konnte nur an Trauben-Eiche und Sand-Birke frischer Verbiss nachgewiesen werden (Tab. 5), wobei der Anteil verbissener Individuen von 2008 zu 2009 bei beiden Baumarten zurückging. Dieses Ergebnis korrespondiert mit der hohen Rehwildstrecke des Jagdjahres 08/09. Für die statistische Absicherung dieses Zusammenhangs zwischen Rehwildstrecke und Winterverbiss innerhalb eines Jahres ist die gemessene Individuenzahl jedoch zu gering und muss durch weitere jährliche Aufnahmen und Auswertungen ergänzt werden.

Wildeinflüsse lassen sich auch ohne Verbissanalyse über die Stammzahl-Höhenklassen-Verteilungen nachweisen (Abb. 11). Bei der Gemeinen Kiefer wurde innerhalb der Zäune eine höhere Pflanzenzahl als außerhalb gemessen. In beiden Varianten weisen die Verteilungen von der Höhenklasse 21-40 cm zu 41-70 cm einen deutlichen Sprung auf. Das ist ein Indiz dafür, dass das Schalenwild, zumindest in die-

Tab. 5: Anzahl und Verbisszustand der gemessenen Naturverjüngung auf den Intensivuntersuchungsflächen und Kontrollzaunflächen

	2008				2009			
	n	oV	mV	V%	n	oV	mV	V%
Kiefer	300	300			241	241		
Traubeneiche	24	13	11	46	21	17	4	19
Birke	12	9	3	25	13	12	1	8
Douglasie	13	13			12	12		
Eberesche	7	7			5	5		
Faulbaum	1	1						
Traubenkirsche	1	1			2	2		
Winterlinde								
Roteiche					1	1		

n = Anzahl; oV = ohne Verbiss;
mV = mit Verbiss; V% = Verbissprozent

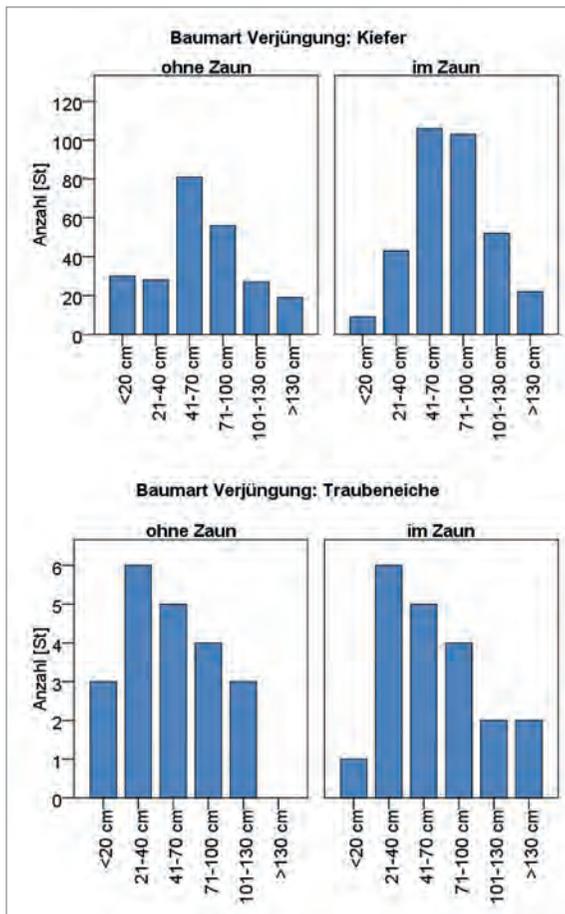


Abb. 11: Höhenklassenverteilung der Kiefern- und Trauben-Eichen-Naturverjüngung innerhalb und außerhalb der Zäune

ser Höhenklasse, diese wenig beliebte und zahlreich vorhandene Baumart längerfristig beeinflusst. Die Höhenklassen-Verteilungen der Trauben-Eichen sind denen der Gemeinen Kiefern sehr ähnlich. Auch hier gibt es keinen kontinuierlichen Anstieg von der ersten bis zur dritten Höhenklasse und in den größten Höhenklassen sind innerhalb der Zäune mehr Individuen vorhanden. Aber auch hier gilt, wie für die übrigen Mischbaumarten, dass die Zahl der erfassten Pflanzen noch zu gering ist und, trotz der angedeuteten linksschiefen Verteilung auf den ungezäunten Flächen, noch keinen sicheren Schluss darüber zulässt, ob die Unterschiede zwischen den Varianten auf die Zäunung zurückzuführen oder zufällig sind. Andererseits ist zu beachten, dass das Verfahren gerade für den Fall großer Ähnlichkeiten der Verteilungen innerhalb und außerhalb der Zäune die Hypothese bestätigt, dass die Beeinträchtigung der Pflanzenentwicklung durch das Wild vernachlässigbar war und durch die Waldbewirtschaftung sowie das Jagdregime zielkonform gesteuert werden konnte.

Um die Datenbasis zu verbessern, wird das Kontrollzäunverfahren künftig modifiziert und im Hinblick auf die geringen Individuenzahl der Laubbaumverjüngung pro Hektar erweitert werden. Besondere Be-

deutung wird dabei die Erfassung der Hähereichen haben, die flächendeckend in nahezu allen Bestandstypen vorkommen und daher mit üblichen Inventurmethode unterrepräsentiert werden. Die Zahl der Probestellen wird dafür erhöht und an bereits etablierte systematisch verteilte Stichprobenraster gekoppelt werden.

3. Saaten in den Intensivuntersuchungsflächen

Durch den selektiven Ausschluss bzw. Zugang von Mäusen, Vögeln, Schalenwild bzw. all dieser Organismen von den gesäten Eicheln in der ersten Versuchsphase, wurden Mäuse mit Abstand als wichtigster Einflussfaktor identifiziert (Tab. 6). Das war insofern überraschend, weil die Habitatverhältnisse zunächst wenig auf das Vorkommen entsprechender Mäusearten hindeuteten. Schwarzwild hatte dagegen einen vernachlässigbaren Einfluss und nahm die Saaten eher zufällig an. Gleiche Ergebnisse lassen sich für die zweite Versuchsphase resümieren, wobei die verschiedenen Saatabstände keinerlei Einfluss auf die Verlustrate der Eicheln hatten. Unterschiede konnten nur hinsichtlich der Habitatstruktur und den damit verbundenen Lebensraumpräferenzen der Mäusefamilien ermittelt werden. Auf stark vergrasten Waldböden dominieren Kurzschwanzmäuse, die dort Deckung finden und sich vom Gras und dessen Sämereien ernähren. Auf diesen Flächen war der Saatgutverlust am geringsten. Auf offenen Waldbö-

Tab. 6: Austriebserfolg der Trauben-Eichen-Saaten getrennt nach Schutzvariante sowie Verlustraten in Abhängigkeit vom Saatabstand

	IUF					Summe
	1	2	3	4	5	
offen ohne Zaun	4	3	1	1	0	9
offen im Zaun	20	11	2	1	1	35
vogelfrei	19	27	7	0	0	53
mausfrei	35	24	19	21	24	123
vogel & mausfrei	38	31	15	11	6	101
Summe	112	93	43	33	31	312

	Saatverband			Summe
	0,5 m	1 m	1,5 m	
Eicheln unversehrt	117	57	85	259
Verlust durch Mäuse	74	106	77	257
Verlust durch Schwarzwild	9	37	38	84
Summe	200	200	200	600

den ohne Grasdecken herrschen Langschwanzmäuse vor, die durchaus auf größere Samen der Bäume wie Eichen und Bucheckern spezialisiert sind. Dort wurden die Eichen mitunter fast vollständig entfernt. Entscheidend für den Erfolg einer Saat sind daher nicht nur die Menge des Saatgutes oder das Saatverfahren. Die sorgfältige Wahl des Saortortes ist als Maßnahme zumindest gleichbedeutend, um das Ausfallrisiko zu minimieren.

4. Habitatausstattung

Die Bewertungen der Wildeinflüsse auf die Waldverjüngung in einem abgegrenzten Habitat müssen immer vor dem Hintergrund der Habitatqualität betrachtet werden (HOFMANN et al. 2008). Der wichtigste Parameter dafür ist die Verfügbarkeit von Äsung, die den Ansprüchen der jeweiligen Wildart (Äsungstyp) genügt. Den Standortstypen entsprechend sind im Untersuchungsgebiet die Vielfalt der Bodenvegetation und die Abundanz der hochwertigen Äsungspflanzen gering (Tab. 7). Dadurch erreichen die Rehwildpopulationen natürlicherweise zwar relativ geringe Dichten, aber der Verbissdruck auf die wenigen verfügbaren, attraktiven Pflanzen ist umso größer. Pflanzungen mit stickstoffreichem Baumschulmaterial werden sich daher ohne Schutz in den gegenwärtigen Habitaten kaum etablieren lassen. Die Ergebnisse deuten jedoch darauf hin, dass bereits geringe Änderungen im Wirkungsgefüge zwischen Schalenwild und sich naturnah entwickelnder Bodenvegetation kurzfristig positive Effekte auf den Verbiss an der Waldverjüngung haben. Das gilt für Naturverjüngung wie für Wildlingspflanzung gleichermaßen, die ohne Terminaltriebverbiss nur wenige Jahre benötigen, um eine verbissichere Höhe zu erreichen. Die während der Projektfortsetzung vorgesehene Verjüngungsinventur wird auch vertiefende Aussagen zur Habitatentwicklung beinhalten.

Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Jagdzeiten für Schalenwild wurden auf zwei Intervalle im Jahr konzentriert (01.04.–30.06. und 01.09.–31.01.), in denen das Verhalten des Wildes und die Umweltbedingungen ein Erreichen der Strecke mit geringstmöglicher Beunruhigung erwarten ließen. Während dieser Zeiten war die Jagd auf alle Geschlechter und Altersklassen möglich, lediglich beschlagene Tiere im Frühjahr, führende Tiere generell und männliches Rotwild der Altersklassen III und IV blieben davon ausgenommen. In den Phasen der Jungtieraufzucht und des Hoch-

winters wurde absolute Jagdruhe eingehalten. Für Rehwild wurde die Gesamtjagdzeit dadurch um zwei Monate verkürzt. Trotz der Schaffung dieser Jagdruhezeiten konnten die Rehwildstrecken auf gleichem Niveau gehalten werden, wobei ein optimaler Jungwildanteil an der Gesamtstrecke und ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis erzielt wurden. Die Jagd im April ist möglich und effizient. Die veränderten Jagdzeiten führten nicht zu Einbußen bei Tierschutz und Jagdethik, denn es wurden weder beschlagene oder führende Tiere in der Frühjahrsjagdperiode erlegt noch hat die Schussqualität auf den Bewegungsjagden nachgelassen. Andere negative Einflüsse im Verhalten des Wildes oder dadurch ausgelöste Schäden konnten nicht beobachtet werden.

Die Freigabe der Rehböcke in der Herbst-Winter-Jagdperiode hat, bei entsprechender Organisation der Bewegungsjagden in der vegetationsarmen Zeit, dazu geführt, dass deren Effizienz um 46 % gesteigert werden konnte. Für die gleiche Anzahl erlegter Rehe mussten weniger Drückjagden durchgeführt werden, was gleichbedeutend ist mit reduzierter Beunruhigung. Zudem konnte dadurch die Strecke der Kitze gesteigert werden.

Die Entwicklung der Körpermassen beim Rehwild und der überproportionale Anteil an weiblichen Kitzen weisen auf eine vitale Population hin.

Aus den gewonnenen Ergebnissen wird eine weitere Verkürzung der Frühjahrsjagdzeit auf die Periode vom 01. April bis zum 31. Mai empfohlen, was dem Schutz in den Setzzeiten noch besser Rechnung tragen würde (REIMOSER 2001).

Die Jagdzeit im Winter sollte bereits Ende Dezember, als Kompromiss aber spätestens am 15. Januar enden. Aus wildbiologischer Sicht wäre es zwar das Beste, die Jagd zur Wintersonnenwende enden zu lassen, doch muss hier ein Kompromiss eingegangen werden, da zumindest die erste Hälfte des Januars als erfolgreichster Monat für Bewegungsjagden für die Erreichung der Streckenziele offenbar noch unverzichtbar ist.

Tab. 7: Deckungsgrade der innerhalb der Probekreise nachgewiesenen Pflanzenarten der Bodenvegetation

	Intensivuntersuchungsfläche										Kontrollzaunfläche														
	1		2		3		4		5		1		2		3		4		5		6				
	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ	iZ	oZ			
Hochwertige Äsung	Schmalblättr. Weidenröschen																								
	8																								
	5	40																							
	13																								
	Himbeere																								
	72	41	39	37																					
	Heidelbeere																								
	37	80																							
	54 19																								
	10 5																								
Gemiedene Äsung	Moose																								
	92	83	98	97	84	91	96	93	63	56	98	98	100	100	89	80	100	100	91	100	99	94			
	9	36	23	76	61	24	9	18	48	58	91	93	63	28	32	31	84	78	82	94	75	87			
	59	51	82	14	5																				
	19	Besenheide																							
	5 19																								
	15																								
	Adlerfarn																								
	26 93 36 35																								
	5																								
	23																								
	13 6																								
	5 23																								
	34																								
	5 5																								
	16 13																								
	5 6																								

iZ = Im Zaun; oZ = ohne Zaun

Die Untersuchungen der Waldverjüngung sprechen dafür, dass im Hinblick auf ökonomisch und ökologisch sinnvolle Waldwirtschaft, die Strategie, die Habitate naturnah zu gestalten und damit den Einfluss der Wildtiere auf eine große Zahl natürlich vorkommender Pflanzen bzw. Saatgüter verschiedener Arten zu verteilen, funktioniert. Voraussetzung ist, dass die Wilddichte auf einem Niveau gehalten wird, welches in Abhängigkeit vom Standort die Entwicklung zu den gewünschten Waldgesellschaften gewährleistet. In dieser Beziehung wird von zielkonformen Wilddichten gesprochen (PRIEN UND MÜLLER 2010). Wird dieses Niveau nicht gehalten, ist die Entwicklung zu den gewünschten Waldgesellschaften ausgeschlossen oder nur in extrem langen Zeiträumen möglich (KUITERS 2001). Sind Initiierung und Verlauf dieser Prozesse jedoch gesichert, wird der Lebensraum in der Lage sein, mehr Schalenwild zu ernähren, die Wilddichten und die Kondition der Tiere werden steigen und bei den Strecken werden nachhaltig höhere Werte erreicht (BORKOWSKI 2008, GILL et al. 1996, KUIJPER et al. 2009, SCHMIDT 2004).

Bei der Verjüngung der Eichenarten durch Saatverfahren sind Einflüsse durch Mäuse stärker zu beachten als bisher.

Dennoch wird die Wildbestandesregulierung in der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung – Betriebsteil Massow wegen der dichteren Vegetation wesentlich schwieriger werden. Daher ist in naturnahen Waldstrukturen die Beibehaltung einer hohen jagdlichen Effizienz durch entsprechende Anpassung des jagdlichen Regelwerkes unerlässlich. Die im vorliegenden Beitrag vorgestellte Modifikation der Jagd- und Schonzeiten liefert, in Kombination mit den anderen Komponenten des Jagdregimes und der konsequent auf naturnahe Strukturen ausgerichteten Waldwirtschaft, ein praktikables Modell dafür. Es wird zugleich den Anforderungen der Wildbiologie, der menschlichen Ethik und des Tierschutzes besser gerecht als die bisherigen Regularien.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Projekt wurde vom Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg aus Mitteln der Jagdabgabe gefördert. Die Hatzfeldt-Wildenburg'sche Verwaltung brachte umfangreiche Eigenanteile ein und stellte das Untersuchungsgebiet zur Verfügung. Die Pfeleiderer AG unterstützte das Vorhaben mit Sachmitteln. Die Autoren bedanken sich herzlich bei allen Förderern des Vorhabens und auch bei allen Beteiligten auf den Berichts- und Evaluationsveranstaltungen und den vielen Exkursionen ins Untersuchungsgebiet für ihr Interesse, ihre Unterstützung und sehr förderliche Kritik.

Literatur

- ADALSTEINSSON, S. (1997): The independent effects of live weight and body composition on fecundity and productivity of Icelandic ewes. *Animal Production*, 28: 21-23.
- ALBORN, S.D.; MITCHELL, B.; STAINES, B.W. (1983): Fertility and body weight in female red deer: a density dependent relationship. *Journal of Animal Ecology*, 52: 969-980.
- ALBORN, S.D.; MITCHELL, B.; HUBY, B.J.; BROWN, D. (1986): Fertility in female red deer (*Cervus elaphus*): the effects of body composition, age and reproductive status. *Journal of Zoology*, 209: 447-460.
- ALBORN, S.D.; CLUTTON-BROCK, T.H.; GUINNESS, F.E. (1987): Early development and population dynamics in red deer II. *Journal of Animal Ecology*, 56: 69-81.
- AMMER, C.; VOR, T.; KNOKE, T.; WAGNER, S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt – Analyse und Lösungssätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW), Deutscher Forstwirtschaftsrat (DFWR) (Hrsg.), Berlin.
- ANDERSEN, R.; LINELL, J.D.C. (1997): Variation in maternal investment in a small cervid; the effects of cohort, sex, litter size and time of birth in roe deer (*Capreolus capreolus*) fawns. *Oecologia*, 109: 74-79.
- ANONYMUS (2004): Positionspapier der Vertreter des Waldeigentums: Wald und Schalenwild in Rheinland-Pfalz. *AFZ-Der Wald*, 59 (9): 459-461.
- BAYERISCHER OBERSTER RECHNUNGSHOF (Hrsg.) (2009): Jahresbericht 2009. München.
- BONENFANT, C.; GAILLARD, J.M.; COULSON, T.; FESTA-BIANCHET, M.; LOISON, A.; GAREL, M.; LOE, L.E.; BLANCHARD, P.; PETTORELLI, N.; OWEN-SMITH, N.; DU TOIT, J.; DUNCAN, P. (2009): Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores. *Advances in Ecological Research*, 41: 313-345.
- BORKOWSKI, J.; UKALSKA, J. (2008): Winter habitat use by red and roe deer in pine-dominated forest. *Forest Ecology and Management*, 255: 468-475.
- CERDERLUND, G. (1981): Daily and seasonal activity patterns of roe deer in a boreal habitat. *Swedish Wildlife Research Viltrevy*, 11: 316-353.

- CLARK, A.B. (1978): Sex ratio and local resource competition in a prosimian primate. *Science*, 201: 163-165.
- CLUTTON-BROCK, T.H.; MAJOR, M.; GUINNESS, F.E. (1985): Population regulation in male and female red deer. *Journal of Animal Ecology*, 54: 831-846.
- COBBEN, M.; LINNELL, J.; SOLBERG, E.; ANDERSEN, R. (2009): Who wants to live forever? Roe deer survival in a favourable environment. *Ecological Research*, 24: 1197-1205.
- EISENHAUER, D.R.; STÖVER, E. (2000): Modifiziertes Kontrollzaunverfahren. Freistaat Sachsen, Sächsische Landesanstalt für Forsten (Hrsg.), Graupa.
- ELLENBERG, H. (1978): Zur Populationsökologie des Rehwildes (*Capreolus capreolus* L. Cervidae) in Mitteleuropa. Spixina, München.
- EPPLE, W. (1996): Rabenvögel. Göttervögel - Galgenvögel. Ein Plädoyer im „Rabenvogelstreit“. B. Braun Verlag, Braunschweig.
- FOCARDI, S.; PELLICIONI, E.; PETRUCCO, R.; TOSO, S. (2002): Spatial patterns and density dependence in the dynamics of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in central Italy. *Oecologia*, 130: 411-419.
- GILL, R.M.A.; JOHNSON, A.L.; FRANCIS, A.; HISCOCKS, K.; PEACE, A.J. (1996): Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management*, 88: 21-41.
- HEWISON, A.J.M.; GAILLARD, J.-M. (1996): Birth-sex ratios and local resource competition in roe deer, *Capreolus capreolus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 7: 461-464.
- HEWISON, A.J.M.; ANDERSEN, R.; GAILLARD, J.-M.; LINNELL, J.D.C.; DELORME, D. (1999): Contradictory findings in studies of sex ratio variation in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 45: 336-348.
- HEWISON, A.J.M.; GAILLARD, J.-M. (2001): Phenotypic quality and senescence affect different components of reproductive output in roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 70: 600-608.
- HESPELER, B. (2010): Äsungsflächen im Wald. *Forst und Holz*, 65: 28-31.
- HOFMANN G.; POMMER, U.; JENSSEN, M (2008): Wildökologische Lebensraumbewertung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, 39: 204 S.
- KECH, G.; LIESER, M. (2006): Einfluss von Terminaltriebverbiss durch Rehe auf die Höhenentwicklung junger Laubbäume. *Forstarchiv*, 77: 162-168.
- KJELLANDER, P.; GAILLARD, J. M.; HEWISON, A. (2006): Density-dependent responses of fawn cohort body mass in two contrasting roe deer populations. *Oecologia*, 146: 524-530.
- KNOKE, T.; AMMER, C.; STIMM, B.; MOSANDL, R. (2008): Admixing broadleaved trees to coniferous tree species: a review on yield, ecology and economics. *European Journal of Forest Research*, 127: 89-101.
- KUIJPER, D.P.J.; CROMSIGT, J.P.G.M.; CHURSKI, M.; ADAM, B.; JĘDRZEJEWSKA, B.; JĘDRZEJEWSKI, W. (2009): Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*, 258: 1528-1535.
- KUITERS, A.T.; SLIM, P.A. (2002): Regeneration of mixed deciduous forest in Dutch forest-heath land, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, 105: 65-74.
- MACDONALD, D.; JOHNSON, P. (2008): Sex ratio variation and mixed pairs in roe deer: evidence for control of sex allocation? *Oecologia*, 158: 361-370.
- MARKGREN, G. (1969): Reproduction of moose in Sweden. *Viltrevy*, 6: 127-285.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG MLUR (Hrsg.) (2001): Gemeinsame Richtlinie für die Hege und Bejagung des Schalenwildes der Länder Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern.
- MÖLDER, A.; BERNHARDT-RÖMERMANN, M.; SCHMIDT, W. (2009): Vielfältige Baumschicht - reichhaltige Verjüngung? Zur Naturverjüngung von artenreichen Laubmischwäldern im Nationalpark Hainich. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 180: 76-87.
- MÜLLER, M. (2010): Zielorientierte Jagdwirtschaft. *Deutscher Waldbesitzer*, 3: 8-11.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G.; RIECKE, W. (2005): Die Witterung in Deutschland. Klimastatusbericht 2005, Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G.; WILLING, P. (2006): Die Witterung in Deutschland 2006. Klimastatusbericht 2006, Deutscher Wetterdienst, Offenbach.

- MÜLLER-WESTERMEIER, G.; LEFEBVRE, C.; NITSCH, H.; RIECKE, W.; ZIMMERMANN, K. (2007): Die Witterung in Deutschland. Klimastatusbericht 2007, Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G.; RIECKE, W. (2008): Die Witterung in Deutschland 2008. Klimastatusbericht 2008, Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- MÜRI, H. (1999): Witterung, Fortpflanzungsgeschehen und Bestandesdichte beim Rehwild (*Capreolus capreolus* L.). Zeitschrift für Jagdwissenschaften, 45: 88-95.
- MYSTERUD, A.; TRYJANOWSKI, P.; PANEK, M.; PETORELLI, N. STENSETH, N.C. (2007): Interspecific synchrony of two contrasting ungulates: wild boar (*Sus scrofa*) and roe deer (*Capreolus capreolus*). *Oecologia*, 151: 232-239.
- OLDENBURG, C; MÜLLER, M. (2004): Risikofaktoren kleinflächiger Traubeneichen-Voranbauten in Kiefernbeständen. *AFZ-Der Wald*, 59 (16): 883-886.
- PEGEL, M.; BRIEMLE, G. (2000): Rehwildprojekt Borgerhau- Untersuchungen zur Ökologie einer freilebenden Rehwildpopulation und zu den Auswirkungen von Managementmaßnahmen. Schriftenreihe der Wildforschungsstelle Baden-Württemberg, Aulendorf.
- PETERS, T; BILKE, G. (2004): Waldumbau von Kiefernreinbeständen mit Eiche: Zwei Wege im kalkulatorischen Vergleich. *AFZ-Der Wald*, 59 (16): 875-889.
- PRIEN, S.; MÜLLER, M. (2010): Wildschäden im Wald. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- RUSS, A.; WOLFF, O. (2006): Standortkartierung auf degradierten Sand-Standorten in Mittelbrandenburg als Entscheidungshilfe für den Waldumbau im Privatwald am Beispiel des Privatwaldrevieres Massow der Hatzfeldt-Wildenburg'schen Verwaltung. Diplomarbeit, Fachgebiet Bodenkunde/Standortslehre der Forstlichen Fachhochschule Eberswalde.
- Reimoser, F. (2001): Rehwild - immer gut für eine Überraschung. *Die Pirsch*, 11: 4-7.
- Reimoser, F. (2003): Steering the impact of ungulates on temperate forests. *Journal for Nature Conservation*, 10: 243-252.
- SCHAEFER, S. (2010): Eigenbewirtschaftung der Jagd. *AFZ-Der Wald*, 65 (5): 35-38.
- SCHMIDT, W. (2004): Äsungskapazität des Waldes in Abhängigkeit von Standort und Überschirmung im Vergleich zu Grünlandflächen. Tagung für die Jägerschaft 2004, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (Hrsg.), Irding
- SHELDON, B.; WEST, S. (2004): Maternal dominance, maternal condition and offspring sex ratio in ungulate mammals. *American Naturalist*, 163: 40-54
- STIMM, B.; BÖSWALD, K. (1994): Die Häher im Visier - Zur Ökologie und waldbaulichen Bedeutung der Samenausbreitung durch Vögel. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 113: 204-223.
- STRANDGAARD, H. (1972): The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. *Danish Revue of Game Biology*, 7: 1-205.
- STUBBE, C. (1997): Rehwild - Biologie, Ökologie, Bewirtschaftung, 4. Auflage, Parey Berlin.
- VINCENT, J.; BIDEAU, E.; CIBIEN, C.; QUÉRÉ, J.P. (1988): Verkehrsoffer beim Rehwild (*Capreolus capreolus*). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 34: 63-68.
- WAUTERS, L.A.; CROMBRUGGHE, S.A.; NOUR, N.; MATTHYSEN, E. (1995): Do female roe deer in good condition produce more sons than daughters? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 37: 189-193.