



Der Rothirsch in Schleswig-Holstein

Lebensraumsituation,
Lebensraumverbund
und Management

Der Rothirsch in Schleswig-Holstein
Lebensraumsituation, Lebensraumverbund und Management

Vorwort

Schleswig-Holstein verfügt trotz seiner Waldarmut über Rotwildbestände von hervorragender Qualität. Das deutet auf den ersten Blick auf gute bis optimale Lebensraumstrukturen hin. Allerdings ist – wie anderswo auch – eine zunehmende Verinselung der Lebensräume festzustellen. Für das Rotwild bedeuten kleine, isolierte Vorkommen die Gefahr der genetischen Verarmung von Inzuchtdepressionen und schließlich von Erlöschen ganzer Vorkommen.

Die Landesregierung betrachtet das Rotwild als attraktive Symbol- und Indikatorart für den Naturschutz und für das Funktionieren eines jagdlichen Managementsystems. Dies war der Anlass für eine aus Mitteln der Jagdabgabe finanzierte umfassende Analyse der Lebensraumstrukturen und der Wanderbewegungen. Untersuchungen zur Populationsgenetik ergänzen das Bild.

Die Ergebnisse liegen nunmehr in zusammengefasster, allgemein verständlicher Form vor. Ich bin dankbar dafür, dass wir damit ein solides Instrument in die Hand bekommen haben, welches künftig bei allen Infrastrukturplanungen Wanderkorridore aufzeigt. Damit sollte es gelingen, Zerschneidungseffekte zu minimieren oder durch Querungshilfen sogar wieder aufzuheben. Erste Querungsbauwerke an den Autobahnen A 21 und A 20 sind fertig gestellt oder im Bau. Die vorliegende Arbeit gibt auch den bestehenden Rotwildhegegemeinschaften viele Hilfestellungen für ein zeitgemäßes Rotwildmanagement.

Mein Ziel ist es, die bestehenden Raumordnungsregelungen für das Rotwild sowie die Hege- und Bejagungsrichtlinien des Landes zusammenzufassen und zu straffen. Hierfür enthält die Arbeit zahlreiche Hinweise und Anregungen.

Ich danke den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Wildbiologie Göttingen und Dresden e. V. für ihre hervorragende wissenschaftliche Arbeit und das gezeigte Engagement. Ich danke auch allen Jägerinnen und Jägern und den sonstigen zahlreichen Mitwirkenden, die mit ihren Informationen diese Untersuchung ermöglicht haben.

Ich wünsche der Hege des Rotwildes als zukunftsträchtiges Gemeinschaftsprojekt in Schleswig-Holstein weiterhin viel Erfolg.

Dr. Christian von Boetticher
Minister für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein



Inhalt

1	Einleitung.....	8			
2	Der Rothirsch in Schleswig-Holstein – allgemeine Grundlagen	10			
2.1	Lebensraum	10			
2.2	Raumnutzung.....	12			
2.3	Migrationen.....	14			
2.4	Sozialverhalten	16			
2.5	Fortpflanzung	17			
2.6	Wilddichte und Populationsgröße	18			
2.7	Wilddichte und Wildschaden	20			
2.8	Rotwildmanagement.....	22			
3	Vorgehen und Methoden	24			
3.1	Funktion von Indikatorarten.....	24			
3.1.1	Einordnung in die Fachterminologie	24			
3.2	Der Rothirsch als Indikator für den Lebensraumverbund.....	25			
3.3	Lebensraumverbundanalyse	28			
3.3.1	Anforderungen.....	28			
3.3.2	Modellentwicklung	29			
3.3.3	Lebensraumverbundmodell Rothirsch Schleswig-Holstein	32			
3.4	Expertenbefragung	34			
3.5	Analyse der Landschaftszerschneidung	35			
4	Lebensräume und Lebensraumverbund.....	36			
4.1	Segeberger Heide	36			
4.1.1	Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen	37			
4.1.2	Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund.....	38			
4.2	Hasselbusch.....	40			
4.2.1	Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen	40			
4.2.2	Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund.....	42			
4.3	Aukrug / Schierenwald / Barlohe / Iloo.....	44			
4.3.1	Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen	44			
4.3.2	Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund.....	45			
4.4	Elsdorf - Westermühlen	47			
4.4.1	Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen	47			
4.4.2	Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund.....	48			
4.5	Lauenburg / Hahnheide	48			
4.5.1	Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen	48			
4.5.2	Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund.....	50			
4.6	Duvenstedter Brook	56			
4.6.1	Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen	56			
4.6.2	Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund.....	56			
4.7	Rotwild außerhalb der festen Vorkommen.....	57			
4.8	Landschaftszerschneidung	60			
5	Populationsgenetische Untersuchungen.....	62			
5.1	Allgemeines: Genetische Probleme in kleinen Populationen	62			
5.2	Genetische Analysen.....	63			
5.3	Konsequenzen.....	67			
6	Einfluss der Jagd auf Lebensraumerschließung und Migration.....	68			
7	Rotwildverbreitung.....	74			
7.1	Rotwildverbreitungsgebiet	76			
7.2	Migrationsbereiche	78			
7.3	Rotwildfreie Gebiete	80			
7.4	Status des Gebietes nördlich Nord-Ostsee-Kanal zwischen A 7 und Nordsee.....	82			
7.5	Vorkommen von Damwild und Rotwild.....	84			
8	Handlungsbedarf und Perspektiven	85			
8.1	Lebensraumverbund	85			
8.2	Lebensraumverbund und jagdliche Praxis.....	87			
8.3	Rotwildmanagement.....	88			
9	Anhang.....	90			
9.1	Lebensraumkorridore für den Rothirsch.....	90			
9.1.1	Segeberger Heide Duvenstedter Brook (Achsen A+B).....	90			
9.1.2	Segeberger Heide Hasselbusch (Achse C)	93			
9.1.3	Segeberger Heide Aukrug (Achse D)	95			
9.1.4	Hasselbusch Schierenwald (Achse G).....	96			
9.1.5	Verbundsystem östlich der A 21 (Achsen E,F und J)	98			
9.1.6	Querung des Nord-Ostseekanals bei Schachtholm	99			
10	Quellenverzeichnis.....	100			

Institut für Wildbiologie
Göttingen und Dresden e.V.
(IWGD) Büsgenweg 3,
37077 Göttingen

Ministerium für Landwirtschaft,
Umwelt und ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein
(MLUR) Mercatorstr. 3,
24062 Kiel

Autoren:
Dipl.-Forstw. Marcus Meißner
(IWGD)
Horst Reinecke (IFW)
Dr. Frank Zachos (IZ)
Dr. Michael Corsmann (IWGD)
M.Sc. Tim Ritter (IFW)
Dr. Helmuth Wölfel (IWGD)

Unter Mitarbeit von:
Dipl.-Biol. Ines Thissen
M.Sc. Matthias Budde
M.Sc. Jörg Beckmann
Henning Voss
M.Sc. Jessica Spicale
Dipl.-Forstw. Stefan Kunth

Genetik:
Dipl.-Biol. Christof Althoff
Prof. Dr. Günther B. Hartl
Dipl.-Biol. Thurid Otto

Beteiligte Institutionen:
Büsgen-Institut der Georg-
August-Universität Göttingen,
Abt. Forstzoologie und
Waldschutz (IFW)
Büsgenweg 3
37077 Göttingen

Zoologisches Institut der
Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel (ZI)
Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

In Zusammenarbeit mit:
Landesjagdverband Schleswig-
Holstein e.V.
Bönnhusener Weg 6,
24220 Flintbek

Satz und Layout:
Verlag Frank Fornaçon
Am Gewende 34,
34292 Ahnatal

Das Vorhaben wurde aus
Mitteln der Jagdabgabe des
Landes Schleswig-Holstein
gefördert.

Das derzeit laufende Modell-
und Demonstrationsvorhaben
„Sicherung genetischer
Diversität beim Rothirsch
in der Kulturlandschaft“
(07BM010) wird mit Mitteln
des Bundesministeriums für
Ernährung, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz (BMELV)
über die Bundesanstalt für
Landwirtschaft und Ernährung
(BLE) gefördert.

Datengrundlagen der Karten-
darstellungen: Landesamt für
Natur- und Umweltschutz und
Ministerium für Landwirtschaft,
Umwelt und ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein.

1 Einleitung

Die Lebensbedingungen großer Säugetiere haben sich in den letzten Jahrzehnten mit einer fortschreitenden Zerschneidung und einem Verlust von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastruktur und Bebauung gravierend verändert. Die langfristigen ökologischen Auswirkungen der zunehmenden Fragmentierung der mitteleuropäischen Kulturlandschaft als Wildtierlebensraum sind bisher kaum abschätzbar. Die Kernlebensräume vieler Arten beschränken sich auf inselartige Rückzugsgebiete. Die Identifizierung und der Schutz von Verbindungskorridoren spielen so eine zunehmend wichtige Rolle im Natur- und Artenschutz. Der §2 Abs.1 Ziff. 9 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) schreibt den Schutz der Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt vor. Bei Arten, die der menschlichen Nutzung und Steuerung, unterliegen, stellt sich so auch die Frage nach einer problemorientierten Ausrichtung des Managements.

Die Verkleinerung störungsfreier/geschlossener Habitats kann sich insbesondere für Säugetierarten mit großem Raumbedarf zu einem existentiellen Problem entwickeln. Der Rothirsch in Schleswig-Holstein ist hierfür ein gutes Beispiel. Aufgrund seiner Lebensraumsituation wird er in der Vorwarnstufe der Roten Liste des Landes geführt. Im Zuge der laufenden Landschaftsentwicklung kann er aufgrund seiner vergleichsweise weiten Verbreitung eine stellvertretende Funktion für andere anspruchsvolle Arten mit großem Raumbedarf einnehmen. Durch seine biologischen Charakteristika hat er sich so zu einem Indikator für die Fragmentierung großer zusammenhängender Lebensräume entwickelt. Auswirkungen dieser Entwicklung können so erfasst, beschrieben und entsprechende Lösungsansätze erarbeitet werden.

Die vorhandene Verkehrsinfrastruktur soll in Schleswig-Holstein in den nächsten Jahren erheblich ausgebaut und erweitert werden. Neben der geplanten Verbreiterung der A 7 wird zurzeit die A 21 ausgebaut und so in Zukunft eine weitere durchgehende Nord-Süd-Achse im Land darstellen. Die geplante und teils im Bau befindliche A 20 wird das Land hingegen in Ost-West-Richtung von Mecklenburg-Vorpommern aus bis zur Elbe durchqueren. Noch bestehende Verbundbeziehungen werden durch das geplante Infrastrukturnetz vollständig unterbrochen und die betreffenden Rotwildlebensräume großräumig voneinander getrennt. Regionale und überregionale Austauschbeziehungen zwischen den Rothirschvorkommen werden in Zukunft somit an funktionstüchtige Wildtierquerungen, die Sicherung der Durchzugsräume und entsprechende Rahmenbedingungen des Managements gebunden sein (vgl. MEISSNER et al. 2006).

Das Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen wurde daher vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein mit der Erstellung einer Lebensraumverbundanalyse für den Rothirsch als Indikatorart beauftragt. Die Arbeiten wurden im Jahr 2006 vom Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V. übernommen. Als Bezugsraum wurde das administrative Verbreitungsgebiet des Rothirsches bis zum Nord-Ostsee-Kanal vorgegeben, einschließlich des Vorkommens Elsdorf auf nördlicher Seite des Kanals. Parallel führte das Institut für Zoologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel erste genetische Untersuchungen der betreffenden Rotwildpopulationen durch. Die Ergebnisse der beiden Studien konnten direkt in den zeitgleich laufenden Planungsprozess zur A 20 und A 7 einfließen, fundierte Argumentationslinien erarbeitet und eingebracht und so auf umfassender Datengrundlage bedarfsgerecht Querungsbauwerke zur (artübergreifenden) Aufrechterhaltung der wichtigsten Verbundbeziehungen konzipiert werden (vgl. z.B. MEISSNER u. ZACHOS 2007, KAULE 2007, MEISSNER et al. 2005).

Der Rothirsch ist jedoch auch in Schleswig-Holstein eine jagdlich wie forstlich hoch relevante Wildart. Seine regionale Bestandsgröße und flächige Verbreitung unterliegt neben landschaftsstrukturellen auch forstwirtschaftlich und jagdlich motivierten Restriktionen. In der Praxis dominieren berechtigte, aber meist kleinflächig orientierte Eigentümerinteressen mit sehr unterschiedlicher Ausrichtung die jagdliche Behandlung des Rotwildes in seinem Lebensraum. Lebensraumverfügbarkeit, Verbundmöglichkeiten, Populationsgenetik und Bestandsstruktur werden daher auf Basis der zu Grunde liegenden Land-

nutzungskonflikte wesentlich von der Jagd mitbestimmt. Kaum eine andere heimische Wildtierart ist von einer insgesamt derartig weitreichenden direkten und indirekten Einflussnahme des Menschen betroffen. Die Verbreitung des Rothirsches in Europa belegt jedoch andererseits auch die hohe Anpassungsbereitschaft an unterschiedlichste Lebensräume und Einflussfaktoren. Er ist durchaus in der Lage, stark anthropogen geprägte Landschaftsbereiche zu nutzen, insbesondere im Rahmen von Migrations- oder Besiedlungsprozessen. Es bieten sich daher klare Ansatzpunkte für ein problemorientiertes Management des Rothirsches im Sinne eines langfristigen Erhalts der Art in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins in anpassungsfähigen und nachhaltig nutzbaren Populationen.

Das Rotwildmanagement in Schleswig-Holstein ist Gegenstand eines laufenden Projektes zur „Sicherung genetischer Diversität beim Rothirsch in der Kulturlandschaft“ unter Trägerschaft der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Auf Basis der Vorarbeiten zur Lebensraumvernetzung ist mit Förderung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz neben einer flächendeckenden genetischen Analyse der Populationen die Markierung von Tieren mit GPS-Sendern in verschiedenen Vorkommen vorgesehen. Die erhobenen Daten sollen dazu dienen eine modellhafte, konsensfähige und zukunftsorientierte Weiterentwicklung des Rotwildmanagements in Schleswig-Holstein auf Landes- und Hegegemeinschaftsebene zu erreichen.

Der hier vorgestellte Bericht fasst die Ergebnisse des ersten Arbeitsschrittes zu Lebensraumsituation und Lebensraumverbund des Rothirsches in Schleswig-Holstein zusammen. Auf Basis der Ergebnisse wird außerdem ein Vorschlag zur Gestaltung der behördlichen Vorgaben zur Rotwildverbreitung vorgestellt. Darüber hinaus gehende Aspekte des Rotwildmanagements auf Populationsebene sind Gegenstand des laufenden Vorhabens.

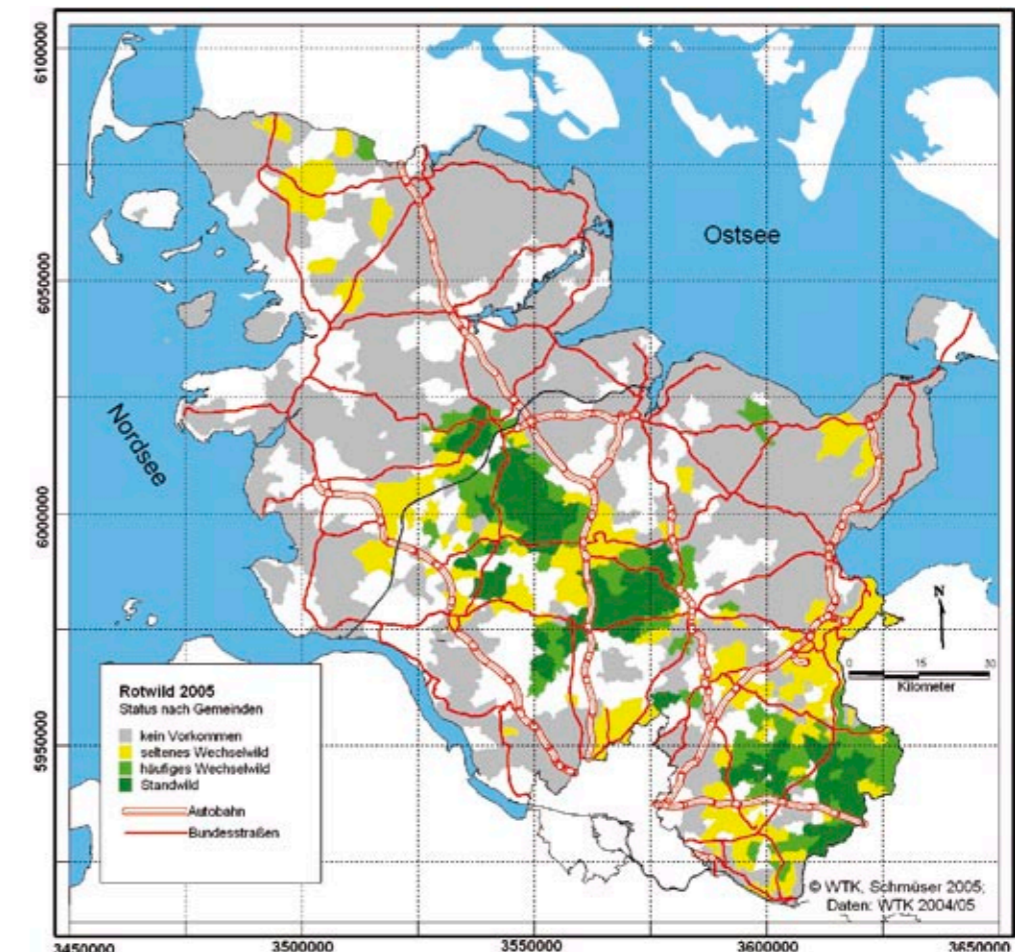


Abb. 1: Rotwildverbreitung in Schleswig-Holstein anhand der Gemeindegrenzen nach einer Erhebung des Wildtierkatasters (Landesjagdverband Schleswig-Holstein, Schmäuser 2005)

2 Der Rothirsch in Schleswig-Holstein

allgemeine Grundlagen

2.1 Lebensraum

Schleswig-Holstein beherbergt in den stärker bewaldeten Regionen des Landes acht unterschiedlich große Rotwildvorkommen. Mit Ausnahme eines künstlich begründeten Bestands im Duvenstedter Brook sind sie Relikte einer ehemals fast flächendeckenden Verbreitung. Mitte des 19. Jahrhunderts stand der Rothirsch in Schleswig-Holstein aufgrund konkurrierender Landnutzungsansprüche kurz vor der Ausrottung. Erst zu Beginn des letzten Jahrhunderts erholten sich die Bestände mit der Gründung von Hegegemeinschaften, die bis heute für die nachhaltige Sicherung der Vorkommen verantwortlich sind. Die Gründung der ersten Hegegemeinschaften Barlohe (1922) und Hasselbusch (1933) waren Pionierleistungen ohne deren vorausschauenden Ansatz der systematischen revierübergreifenden Hege und Bejagung die Art schlechte Überlebenschancen in Schleswig-Holstein gehabt hätte.

Mit dem Erlass vom 1980 wurde im südlichen und mittleren Schleswig-Holstein ein zusammenhängendes Verbreitungsgebiet für Rotwild ausgewiesen. Im Jahr 2005 wurde das Gebiet um das deutsch / dänische Vorkommen im Jardelunder Moor ergänzt. Sieht der Erlass im Verbreitungsgebiet außerhalb der Hegegemeinschaften grundsätzlich keine Freigabe von Rotwild vor, so soll abseits des Verbreitungsgebietes eine Neubegegründung von Beständen verhindert, Rotwild aber nur nach erfolglosen Vergrämnungsmaßnahmen freigegeben werden.

Entgegen der in einigen Bundesländern vorherrschenden jagdlichen Verinselung der Rotwildvorkommen sind so Austauschbeziehungen zwischen den einzelnen Populationen theoretisch möglich. Der definierte Gesamtlebensraum des Rotwildes in Schleswig-Holstein umfasst ca. 4700 km², was knapp einem Drittel der Landesfläche entspricht. Hierbei ist zu beachten, dass auch innerhalb des ausgewiesenen Verbreitungsgebietes weite Teile der Landschaft nicht vom Rotwild genutzt oder aufgrund von Barrieren nicht erreicht werden können.

Der Rothirsch verfügt im Vergleich zu anderen heimischen Schalenwildarten über einige biologische, insbesondere verhaltenskundliche Eigenschaften, die seine Verbreitungsmöglichkeiten und das praktische Management bestimmen und eine Ursache für die hohe Sensibilität des Rothirsches gegenüber einer Fragmentierung seiner Lebensräume darstellen. Die Komplexität seines ausgeprägten Sozialverhaltens ist eine zentrale Ursache für praktische Managementprobleme. Den hohen Ansprüchen an seine Umwelt steht beim Rothirsch die grundsätzliche Fähigkeit zur Adaption an unterschiedliche Rahmenbedingungen gegenüber. Die Anpassungsfähigkeit an jeweils vorherrschende Umweltfaktoren sowie die tradierte Weitergabe von Erfahrungen und die Fähigkeit zu lernen führen zu einer hohen Variabilität der gezeigten Verhaltensspektren zwischen Verbreitungsgebieten, Populationen oder auch Individuen. Regionale Unterschiede in Lebensraumnutzung und Verhalten sind somit als Folge eines Anpassungsprozesses an die jeweiligen (ggf. suboptimalen) Lebensbedingungen zu verstehen und nicht als feste Charakteristiken der Art.

Im Folgenden sollen daher die für die Problematik von Lebensraumzerschneidung und -verlust und für das Rotwildmanagement in Schleswig-Holstein relevanten grundlegenden Eigenschaften des Rothirsches beleuchtet werden, ohne näher auf die allgemeine Biologie der Art einzugehen. Eine umfangreiche Darstellung der ökologischen Funktionen des Rothirsches in Schleswig-Holstein, u.a. für Phytozönosen, Zoozönosen und als Landschaftsgestalter geben TILLMANN u. RECK (2003).



Im Hinblick auf seine Entwicklungsgeschichte und Biologie ist der Rothirsch eine Art der halboffenen Landschaft und wurde erst im Laufe der anthropogen gesteuerten Landschaftsentwicklung der letzten Jahrhunderte auf den Wald als heutigem Hauptlebensraum zurückgedrängt. Er entspricht jedoch den arteigenen Bedürfnissen dieser Wildart nur eingeschränkt. Der Rothirsch bevorzugt offene, strukturierte Landschaften sowie lichte Waldgebiete, die in der Kulturlandschaft jedoch nur noch selten verfügbar sind. Für einen großen Pflanzenfresser weisen Wirtschaftswälder nur eine begrenzte Tragfähigkeit auf, in denen aus forstwirtschaftlicher Sicht nur eine begrenzte Anzahl von Tieren ohne gravierende Schäden an den Wirtschaftsbaumarten akzeptiert werden kann. Die Populationsgrößen in Schleswig-Holstein unterschreiten daher die ökologische Tragfähigkeit des jeweiligen Gesamtlebensraums, da der Rothirsch unter entsprechenden Rahmenbedingungen (Störungsfreiheit) gerade die halboffenen Landschaftsbereiche verstärkt nutzen würde. Die in unterschiedlicher Intensität in allen schleswig-holsteinischen Vorkommen zu beobachtende Tendenz zur Erschließung halboffener Landschaftsbereiche beruht letztendlich auf dieser Bevorzugung. Das Land bietet in weiten Teilen für den Rothirsch potentiell sehr gut geeignete Lebensräume, die die Ansprüche der Art in nahezu optimaler Weise erfüllen, jedoch nicht immer vollständig besiedelt werden können. Neben Infrastrukturlinien hat der überwiegend hohe Zersiedlungsgrad der Landschaft gravierenden Einfluss auf die großräumige Flächenverfügbarkeit, die durch Anzahl, Ausformung und Anordnung der Siedlungsstrukturen auch innerhalb der Lebensräume beeinträchtigt wird.

Rotwild nutzt seinen Lebensraum in Abhängigkeit vorhandener Lebensraumpotentiale. Die Verfügbarkeit und Qualität von Deckung/Nahrung sowie vor allem auch die Störungsintensität bestimmen die Habitatnutzung und so die ggf. auch kurzfristig wechselnde Wahl der Haupteinstände. Innerhalb der Rotwildvorkommen existieren bezüglich der Faktoren Ruhe (z.B. Erholungsnutzung, Jagdregime) und Lebensraumausstattung Flächen unterschiedlichster Güte. Die soziale Lebensweise, die tradierte Art der Raumnutzung, die Orientierung der Streifgebietswahl an bestimmten Lebensraumattributen und mögliche saisonale Standortwechsel bedingen so eine mosaikartige Nutzung des Gesamtlebensraumes. Teilbereiche mit günstigen Habitatstrukturen wie z.B. Auen, unzugänglichen Moor- und Sukzessionsflächen oder Regionen mit einem Wechsel von Deckung und Nahrungsflächen bilden zumeist die Kernbereiche der jeweiligen Populationen. Die soziale Lebensweise und die potentialorientierte Habitatnutzung führen bei gleichzeitig begrenzter Verfügbarkeit von Eignungsflächen nicht selten zu ausgeprägten (jedoch mittelfristig variablen) Schwerpunktbereichen eines Vorkommens. Großräumig stark strukturierte Flächen mit zahlreichen Hecken, Knicks und kleinen Gehölzen fördern vor allem zur Nachtzeit weite Wanderungen durch die Agrarlandschaft. Die Nutzung offener und halboffener Lebensräume richtet sich aber lokal vor allem nach der örtlichen Störungsintensität.

2.2 Raumnutzung

Rotwild bewegt sich nicht wahllos im Raum, sondern hält sich überwiegend in einem bestimmten Streifgebiet oder Aktionsraum auf (engl. home-range, vgl. auch Abb. 2), das es bei seinen normalen Aktivitäten, wie z.B. der Nahrungssuche durchstreift.

Die Streifgebiete sind keine individuellen Territorien, die verteidigt werden (wie z.B. beim Rehwild). Sie orientieren sich wesentlich am Lebensraumpotential. Ihre Größe variiert sehr stark in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen. Ruhe, verfügbare Nahrung, Relief und Klima bestimmen wesentlich den durchschnittlichen Aktionsradius. Um eine optimale Nutzung der jahreszeitlich variierenden Ressourcenverteilungen zu erreichen, kann es zu saisonalen Wanderungen kommen bzw. zu starken Veränderungen der Streifgebietsgröße oder zu Schwerpunktverlagerungen (vgl. HALLER 2002, SZEMETHY et al. 2003), beim weiblichen Wild bedingt durch die Setz- und Aufzuchtphase, beim männlichen Wild durch den Wechsel zwischen Feisthirscheinständen (Sommer), Brunftplätzen (Herbst) und Winterständen.

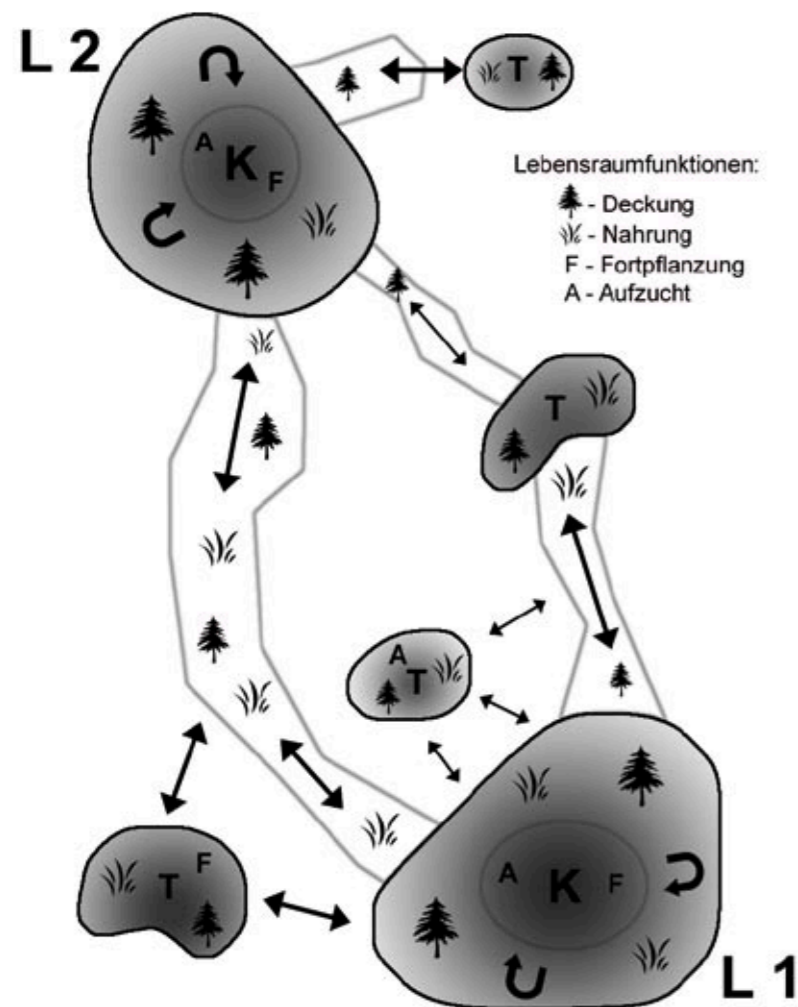


Abb. 2: Schema vernetzter Wildtierlebensräume.

Das Schema zeigt zwei über Korridore und Trittsteine (T) mit einander vernetzte Wildtierlebensräume. Der Kernlebensraum (K) erfüllt vollständig die Habitatansprüche der Wildart und dient daher als dauerhafter Aufenthaltsort, wogegen die umliegenden Flächen in unterschiedlichen Zeitintervallen z.B. zur Nahrungsaufnahme genutzt werden. Der Gesamtlebensraum (L) bildet daher die Summe aller Streifgebiete (home ranges) von Individuen der Population. Trittsteine erfüllen einen Teil der Lebensraumfunktionen. Als temporärer Aufenthaltsort haben sie eine wichtige Funktion für gerichtete und ungerichtete Migrationen der jeweiligen Tierart. Korridore bieten nur zeitweilig und partiell Nahrung oder Deckung. Sie ermöglichen keinen längeren Aufenthalt, stellen jedoch Lebensraumattribute in so hoher zeitlicher und räumlicher Kontinuität bereit, dass der Bereich bei Wanderungen genutzt werden kann.

Der Aktionsradius variiert stark zwischen den Populationen, aber auch zwischen einzelnen Individuen eines Bestandes. Die Raumnutzung ist traditionsgebunden und wird durch die Erfahrungen der älteren Tiere bestimmt. Rotwild besitzt so eine enge Beziehung zu seinem Lebensraum, in dem es Fixpunkte wie Ruheplätze, Nahrungsflächen, etc. hat. Im Rahmen verschiedener Untersuchungen wurden zum Teil sehr unterschiedliche Streifgebietsgrößen gefunden, was ein Hinweis auf die hohe Flexibilität und die stark an den Lebensraumbedingungen orientierte Raumnutzung des Rotwildes ist.

JEPPESEN (1987) beschreibt anhand von markierten Tieren im Nordwesten Dänemarks Sommerlebensräume einzelner Kahlwildrudel (= Gruppen weiblicher Tiere mit ihrem Nachwuchs) von etwa 300–500 ha, die jedoch durch individuelle Neigung, in Abhängigkeit vom Äsungsangebot oder aufgrund unterschiedlicher Störbelastung auch bei mehreren tausend Hektar lagen. TOTTEWITZ (2005) hingegen fand bei Hirschen in Brandenburg eine durchschnittliche Streifgebietsgröße von 6500 ha (Maximum 10 500 ha) und bei weiblichen Tieren von 3500 ha. FIELITZ (2000) bestätigte saisonal und geschlechterspezifisch sehr unterschiedliche Streifgebietsgrößen im Harz. Weibliche Tiere nutzten Jahresstreifgebiete von ca. 602 ha (Winter: 130 ha), Hirsche dagegen von 1928 ha (Winter: 236 ha). FIELITZ u. HEURICH (2004) beschreiben Streifgebiete für Hirsche im Nationalpark Bayerischer Wald von durchschnittlich 3130 ha und für weibliche Tiere von durchschnittlich 760 ha. RUHLÉ u. LOOSER (1991) kamen bei markierten Rothirschen in der Schweiz auf eine durchschnittliche Distanz zwischen Fang und Todesort von rund 11 km. Aus Mehrfach-Wiederbeobachtungen resultierende Flächen deckten zwischen 110 und 200 km² ab. CLUTTON-BROCK et al. (1982) hingegen fanden auf der Hebrideninsel Rhum Streifgebietsgrößen zwischen 187 ha für Kahlwild (ganzjährig) und 27 ha für Hirsche in der Brunftzeit. GEORGI u. SCHRÖDER (1983) ermittelten in den Bayrischen Alpen eine Größe von 386 ha für Hirsche, wobei die Werte im Winter und zur Brunftzeit deutlich kleiner ausfielen. Zu beachten sind hierbei die jeweils vorliegenden Rahmenbedingungen im Hinblick auf Klima, Lebensraumausstattung und menschliche Störung, die z. B. auf Rhum und in den Alpen eine Begrenzung der Streifgebietsgröße ermöglichen oder aus überlebensstrategischer Sicht notwendig machen.

Es ist naheliegend, dass Rotwild in stark von menschlichen Aktivitäten geprägten Lebensräumen auf kurz- oder auch langfristige Qualitätsänderungen bzw. Negativeinflüsse durch Verlagerung seiner Kernlebensräume reagiert. Positive Rahmenbedingungen können hingegen auch auf kleiner Fläche zu starken Wildkonzentrationen führen.

Daten zur Raumnutzung des Rotwildes in Schleswig-Holstein werden die laufenden Untersuchungen liefern. Beobachtungen zeigen jedoch, dass auch in Schleswig-Holstein große individuelle und habitatbezogene Unterschiede in der Raumnutzung vorliegen. Ist das Rotwild innerhalb einiger Schwerpunktlebensräume offenbar vergleichsweise standorttreu, so gibt es in Teilbereichen deutliche Hinweise auf sehr große Aktionsradien und saisonale Bewegungen bis in die Randbereiche der dauerhaft genutzten Lebensräume bzw. über deren Grenzen hinaus.

2.3 Migrationen

Das Rotwild in Schleswig-Holstein zeigt eine offensichtliche Tendenz zu weiten Wanderungen außerhalb der festen Vorkommensgebiete (vgl. PETERS 2000). Im Zuge der Arbeiten konnten anhand von Beobachtungen mehrfach Wanderungen in verschiedenen Regionen des Landes belegt bzw. das Auftreten von Rotwild fernab der dauerhaft genutzten Lebensräume bestätigt werden (vgl. Kap. 4.7).

Während der Brunft und in der jugendlichen Pionierphase verfügen Hirsche über eine erhöhte Mobilität. Vor der Brunft legen Hirsche auf der Suche nach weiblichen Tieren und aussichtsreichen Brunftplätzen teils weite Entfernungen zurück. Dies vollzieht sich zum einen lokal im erweiterten Rahmen des festen Streifgebiets, zum anderen werden aber auch Populationsgrenzen überschritten und benachbarte Rotwildvorkommen aufgesucht. Die dabei zurückgelegten Strecken können nach BÜTZLER (2001) bis zu 60 km betragen, STUBBE et al. (1997) dokumentierten Wanderungen älterer Hirsche in Mecklenburg-Vorpommern bis zu 50 km Entfernung. Die Zielstrebigkeit, mit der solche Wanderungen von älteren Hirschen vollzogen werden deutet an, dass die Tiere das Zielgebiet schon in jüngeren Jahren aufgesucht haben. Hirsche suchen zur Brunft meist den Ort auf, an dem sie erstmals erfolgreich einen Harem besetzt haben (CLUTTON-BROCK u. ALBON 1989). Brunftplätze sind i.d.R. die Einstände des Kahlwildes.

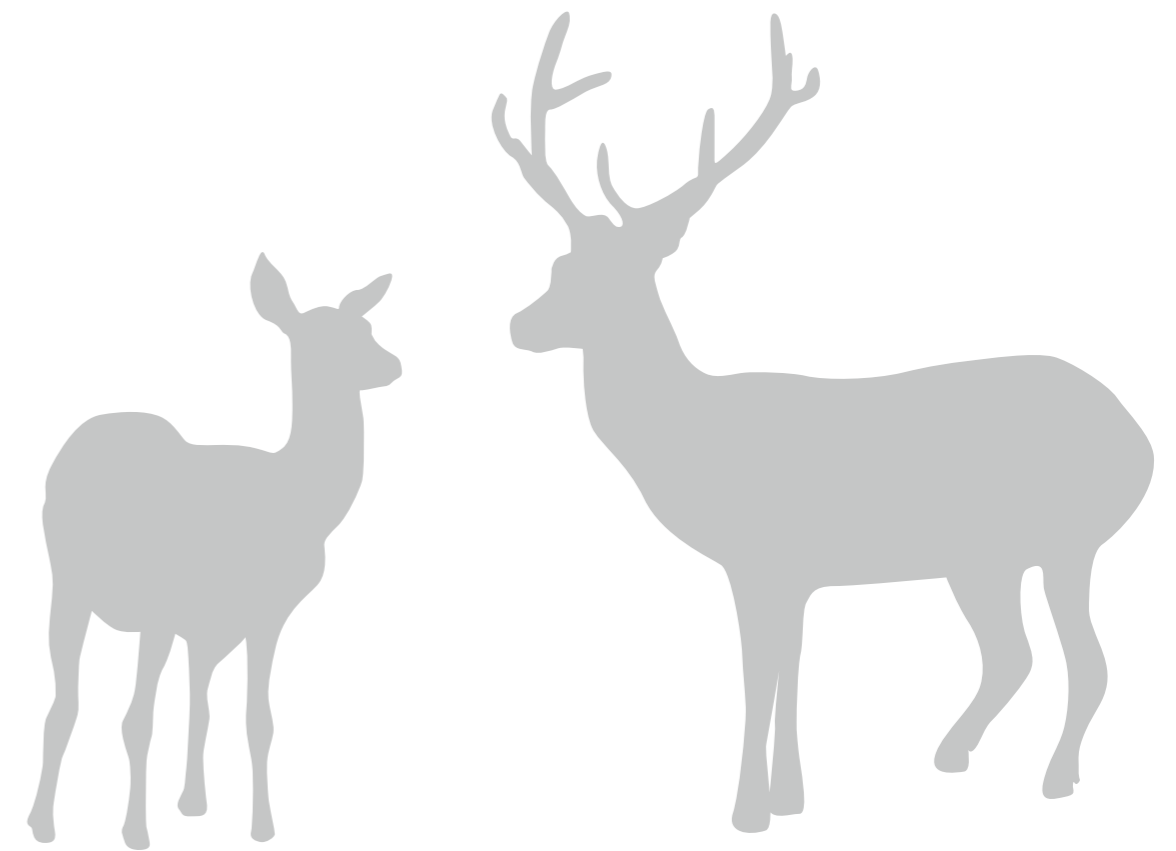
Junge Hirsche verlassen nach Erlöschen der Mutterbindung den Familienverband i.d.R. zwischen dem dritten und fünften Lebensjahr (CLUTTON-BROCK u. ALBON 1989) und unternehmen teils weite ungerichtete Wanderungen, bevor sie ein neues Streifgebiet einnehmen. Diese Dispersion junger männlicher Tiere ist für den Individuenaustausch zwischen einzelnen Rotwildpopulationen und die Kolonisation bzw. Wiederbesiedlung von Lebensräumen von außerordentlicher Bedeutung. FIELITZ u. HEURICH (2004) bestätigten für einen besondern, jungen Hirsch im Bayerischen Wald eine Wanderung von insgesamt 134 km im Laufe des Brunftmonats September, was Tagesetappen von 4,5 km entspricht. Der Hirsch kehrte am Ende der Wanderung an den Ort der Besenderung zurück.

Bei weiblichen Tieren verläuft die Streifgebietserschließung deutlich kleinräumiger und nicht selten in Anlehnung an den Familienverband. Mit Ausnahme saisonaler Bewegungen sind sie weitgehend standorttreu. Auf der Hebrideninsel Rhum neigte weniger als ein Zehntel der Tiere aufgrund individueller Eigenschaften dazu, das mütterliche Streifgebiet im zweiten oder dritten Lebensjahr zu verlassen (vgl. CLUTTON-BROCK et al. 1982, CLUTTON-BROCK & ALBON 1989). Abwanderungen weiblicher Tiere in größerer Zahl erfolgen unter ungestörten Bedingungen theoretisch erst bei Ressourcenknappheit. In Schleswig-Holstein wurden von örtlichen Beteiligten jedoch in einzelnen Fällen auch Bewegungen von weiblichen Tieren, Familienverbänden oder ganzen Kahlwildrudeln über weite Strecken außerhalb der eigentlichen Vorkommen beobachtet (vgl. SZEDERJEI 1967).

Nach Abschluss der Streifgebietserschließung verlässt nur noch ein relativ geringer Teil an Individuen einer Population ein einmal besetztes Areal. Auch ist der Anteil von Tieren, die dabei größere Entfernungen zurücklegen relativ gering (vgl. z.B. DRECHSLER 1991, ULRICH 1940). Hierbei spielt die tradierte Raumnutzung des Rotwildes eine wichtige Rolle. Das Wild bewegt sich bevorzugt in einem ihm bekannten Areal, das Zurücklegen weiterer Entfernungen in unbekanntem Gelände setzt daher i.d.R. einen Auslöser voraus. Dieser kann individueller oder populationsbezogener Natur sein.

Quantitative und auf Schleswig-Holstein übertragbare Erhebungen liegen hierzu jedoch kaum vor, da sie eine aufwändige Markierung und langfristige Beobachtung der Tiere erfordern. Habitatqualität, Störungseinflüsse und Populationsstruktur haben offenbar wesentlichen Einfluss auf den Anteil wandernder Individuen, so dass erhebliche Unterschiede zwischen einzelnen Rotwildvorkommen in Schleswig-Holstein zu erwarten sind.

Unabhängig vom Anteil potentieller Migranten in einer Population limitieren das Jagdregime und landschaftliche Restriktionen die Zahl von Tieren, die tatsächlich eine Nachbarpopulation erreichen und dort einen genetischen Eintrag leisten. Auch wenn die Lebensraumstruktur für Wanderungen durchaus geeignet ist, so nimmt in der weitgehend offenen Kulturlandschaft die Wahrscheinlichkeit zufälliger Störereignisse, die zu einem Abbruch der Migrationsbewegung führen können mit zunehmender Entfernung vom Kernlebensraum zu. Es ist zu vermuten, dass menschliche (nicht-tödliche) Störeinflüsse von einem Rothirsch vor dem Hintergrund seiner individuellen Erfahrung in unbekanntem Terrain anders gewertet werden als innerhalb der dauerhaft genutzten Streifgebiete. Neben der Landschaftsdurchlässigkeit ist für Migrationen daher das Vorhandensein ausreichend großer, ungestörter Flächen als temporäre Rückzugsräume entscheidend. Die Streifgebietserschließung von Jungtieren und die Brunftwanderungen älterer Hirsche hat bei einer Art mit teils tradiertem Raumnutzungsverhalten eine hohe populationsbiologische Bedeutung. Aufgrund der Beschränkungen, denen sie in der Kulturlandschaft unterliegen, kommt wandernden Einzelindividuen so eine besondere Bedeutung zu.



2.4 Sozialverhalten

Die Gesamtheit der sozialen Verhaltensweisen ist ein wesentlicher Baustein der entwicklungsbiologischen Strategie des Rotwildes zum Erhalt seiner Art. Kennzeichnend für den Rothirsch ist eine komplexe, geschlechtsspezifische soziale Organisation und Raumnutzung. Für Fragen des Lebensraumverbundes und des Managements ist das Sozialverhalten daher von großer Bedeutung.

Kahlwild

Das weibliche Wild schließt sich für den überwiegenden Teil des Jahres zu Rudeln unterschiedlicher Größe zusammen. Eine besondere Rolle spielt in diesem Kontext das tradierte Raumnutzungsverhalten. Die Grenzen des Aktionsraumes/Streifgebiets werden nach der Erfahrung des Tieres festgelegt. Das Kahlwild ist meist mit seiner direkten Verwandtschaft vergesellschaftet. Familienverbände bestehen somit nicht selten aus mehreren Generationen einer Mutterlinie. Der Zusammenhalt der Rudel beruht vor allem auf diesem verwandtschaftlichen Verhältnis der Tiere untereinander. Die Streifgebiete der Muttertiere überlappen so zumeist mit denen des weiblichen Nachwuchses. Die Dispersion der weiblichen Tiere ist demnach eher gering und die Kolonisation neuer Gebiete verläuft meist relativ langsam. Rudel setzen sich aus benachbarten Mutterlinien zusammen, wobei deren Mitgliedschaft in einem Großrudel keineswegs fix ist und einem ständigen Wechsel unterliegen kann (vgl. ALBON et al. 1987). Auf der schottischen Insel Rhum beobachteten CLUTTON-BROCK et al. (1982), dass die weiblichen Nachkommen über mehrere Jahre oder sogar für immer in dem Rudelverband der Mutter bzw. im weiteren Einstandsgebiet ihrer Mutter verbleiben können.

Das Kahlwildrudel unterliegt einer komplexen Rangordnung. Angeführt wird es von dem ranghöchsten Tier, dem Leittier. Da die Leittierrolle an die Hierarchie des Rudels geknüpft ist, ist das Leittier in aller Regel ein älteres, somit erfahrenes und konditionsstarkes Stück. Zu klären ist in diesem Zusammenhang der Begriff des Rudels, womit im allgemeinen jagdlichen Sprachgebrauch (und auch im Rahmen dieser Arbeit) Verbände unterschiedlicher Größe bezeichnet werden. Aus zoologischer Sicht ist jedoch bei weiblichen Tieren eine Gruppe von ca. 9-12 Stück, somit ca. 3-4 Mutterfamilien gemeint. Im Rahmen solcher Verbände besteht eine stabile, durch entsprechende Auseinandersetzungen festgelegte, individuelle Rangordnung mit einem Leittier. Die Stücke kennen sich untereinander und lassen daher z.B. auch nur hier körperliche Kontaktaufnahme untereinander zu. Auseinandersetzungen zwischen den Tieren werden minimiert. Größere Verbände sind ein Ergebnis der herrschenden Wilddichte, der Lebensraumausstattung und z.B. auch ein Resultat von Aspekten der Feindvermeidung. Insbesondere bei einer lokal hohen Attraktivität und Kapazität des Lebensraumes bilden sich auch gerade unter den Rahmenbedingungen der Kulturlandschaft Konzentrationsbereiche mit größeren Verbänden. Sie setzen sich aus mehreren Familienverbänden zusammen und verfügen daher auch über mehrere Leittiere. Die Mitgliedschaft in diesen Gemeinschaften ist flexibel (s.o.), sie sind nicht linear hierarchisch aufgebaut. Die zu beobachtende Führung großer Rudel durch jeweils ein Alttier ist daher keineswegs fest und kann in Abhängigkeit von der Situation durchaus von unterschiedlichen Leittieren wahrgenommen werden.

Die Mechanismen der Lebensraumnutzung weiblicher Tiere spielen für das Management relativ kleiner Populationen in teils sehr inhomogenen Lebensräumen mit deutlichen Schwerpunktbereichen wie in Schleswig-Holstein eine Schlüsselrolle. Die stark potentialorientierte Lebensraumnutzung des Kahlwildes kann so zu örtlichen Massierungen führen, die durch ein zu Gunsten der weiblichen Tiere verschobenes Geschlechterverhältnis weiter gefördert werden können.

Hirsche

Hirsche leben mit Ausnahme der Brunftzeit während des gesamten Jahres in Abhängigkeit vom Alter in Junggesellenverbänden unterschiedlicher Größen zusammen (vgl. hierzu BÜTZLER 1974). Die Größe und Altersstruktur der Rudel ist unmittelbar ein Ergebnis der vorherrschenden Umweltverhältnisse und Rotwilddichte. In übersichtlichem Gelände mit großen freien Flächen wie z.B. auf Hochgebirgssalmen kann es zur Bildung großer Rudelformationen kommen (vgl. z.B. HALLER 2002). Innerhalb der Verbände herrschen mehr oder weniger große Altersunterschiede, meist handelt es sich jedoch um jüngere oder mittelalte Hirsche. Alte Hirsche, etwa ab zehn Jahren, leben häufig solitär. Ein wichtiges Kennzeichen der Hirschrudel ist im Vergleich zum Kahlwildrudel die Vereinigung von Individuen mit unterschiedlichsten genetischen Erbanlagen. Der männliche Rudelverband ist letztlich eine Art Interessengemeinschaft, welche die Vorteile des Rudellebens ermöglicht. Durch die fehlende familiäre Bindung ist der Zusammenhalt des Rudels wesentlich geringer und die Zusammensetzung größeren Schwankungen unterworfen. Zur Brunft lösen sich die Hirschrudel auf.

2.5 Fortpflanzung

Das polygyne Fortpflanzungssystem des Rothirsches (→ ein Männchen beansprucht mehrere Weibchen) ist eine wichtige Ursache für die Exposition der Art gegenüber negativen Auswirkungen der zunehmenden Fragmentierung seiner Habitats. Populationsgröße und verfügbarer Lebensraum beeinflussen unter verhaltensbiologischen wie populationsgenetischen Gesichtspunkten wesentlich den Ablauf der Brunft.

Das Alter eines Hirsches bestimmt seinen Brunfterfolg. Ältere Hirsche treten hormonellbedingt als erste in die Phase der Fortpflanzung ein und können somit den ersten Eisprung der weiblichen Tiere erfolgreich nutzen. Darüber hinaus hängt der Brunfterfolg vom Alter bzw. der sozialen Stellung eines Hirsches ab (vgl. LINCOLN 1970, GIBSON u. GUINNESS 1980). Mit zunehmender Ranghöhe eines Hirsches steigt dessen Paarungserfolg und daher die Zahl gezeugter Kälber so, dass die ranghöchsten Hirsche in der Brunft am erfolgreichsten ihre Gene weiter geben können (vgl. BÜTZLER 2001).

In kleinen Populationen mit nur wenigen Hirschen einer Altersklasse besteht die Möglichkeit, dass sich die dominantesten Tiere des Areals über mehrere Jahre das Paarungsmonopol sichern. Wanderungen zur Zeit der Brunft und somit eine verstärkte Konkurrenz unter Hirschen verschiedener Gebiete sind ein natürlicher Mechanismus zur Vermeidung von Inzucht.

Zu unterschiedlichen Einflussfaktoren auf den Brunftablauf beim Rothirsch vgl. zusammenfassend MEISSNER u. WÖLFEL (2004), im Detail BÜTZLER (1974), CLUTTON-BROCK (1985), CLUTTON-BROCK et al. (1982), CLUTTON-BROCK et al. (1997), CLUTTON-BROCK u. ALBON (1989), DARLING (1937), HALLER (2002).



2.6 Wilddichte und Populationsgröße

Größe und Aufbau einer Population werden in der Kulturlandschaft im Wesentlichen von der Jagd vorgegeben. Ein fester jährlicher Rhythmus von Zuwachs an Jungtieren und jagdlicher Entnahme bestimmt die Struktur und Bestandsgröße (vgl. hierzu auch: CLUTTON-BROCK et al. 2002). Verkehr und sonstige Fallwildverluste als weitere Mortalitätsfaktoren, sowie Zu – oder Abwanderungen spielen in den schleswig-holsteinischen Vorkommen zahlenmäßig kaum eine Rolle.

Die Rotwilddichte jedoch kann von Lebensraum zu Lebensraum auch regional und kleinräumig sehr unterschiedlich ausfallen. Die soziale Lebensweise, die tradierte Art der Raumnutzung, die Orientierung der Streifgebietswahl an bestimmten Lebensraumattributen sowie mögliche saisonale Standortwechsel bedingen ggf. einen lokal stark schwankenden Wildbestand. Der Begriff der Dichte wird dabei leicht fehlinterpretiert, da regelmäßig – insbesondere im Hinblick auf die Abschussplanung – eine weitgehend gleichmäßige Verteilung des Wildes auf der Fläche unterstellt wird.

Beim Rotwild sind primär die Äsungsverhältnisse im Laufe des Jahres entscheidend für die Wilddichte und begrenzen unter *natürlichen* Bedingungen somit den Bestand (BÜTZLER 2001). In der von Menschen genutzten mitteleuropäischen Kulturlandschaft kommen weitere dichtebestimmende Faktoren hinzu, wie Erschließungsgrad und Störungsintensität eines Gebietes und das Jagdregime, die hier einen deutlich größeren Effekt haben können als die meist ausreichende Nahrungsverfügbarkeit. In Verbreitungsschwerpunkten kann die Dichte gerade unter schleswig-holsteinischen Verhältnissen so um ein Vielfaches höher sein als in der Umgebung.

Bei der Bildung von Wildkonzentrationen spielen nicht nur positive Habitatbedingungen, sondern auch langjährige Traditionen eine Rolle. Innerhalb der Rotwildvorkommen Deutschlands finden sich zahlreiche Beispiele für die Bildung von Konzentrationsbereichen mit den entsprechenden hieraus resultierenden Managementproblemen (vgl. z.B. SIMON u. KUGELSCHAFTER 1998).

Mit hoher Rotwilddichte ist in der Kulturlandschaft häufig die Gefahr von Wildschäden verbunden. In der Vergangenheit wurden daher in den meisten Rotwildgebieten großflächige Reduktionsabschüsse durchgeführt, um das Schadmaß, insbesondere im Wald, auf ein tragbares Niveau zu senken. In Abhängigkeit von der Lebensraumstruktur ist es trotz einer Bestandsreduktion möglich, dass ein nennenswerter Effekt nur in den Randbereichen oder auf Teilflächen der Vorkommen erzielt wird. Durch die mosaikartige Lebensraumnutzung des Rotwildes können trotzdem Konzentrationsbereiche mit hoher Dichte und ggf. lokalen, wirtschaftlich nicht tragbaren Schäden an der Vegetation verbleiben.

Ein in Folge massiver Eingriff konkret in solche Schwerpunkträume kann dann zu einem drastischen Rückgang der Gesamtpopulation führen. Während der Wildbestand in den Kernrevieren so lange reduziert wird bis die dort gewünschte Rotwilddichte erreicht ist, kann in anderen Teilräumen und in den Randgebieten die Dichte in Folge dessen bis zum Erlöschen des lokalen Bestandes absinken (vgl. WOTSCHIKOWSKI 2004). Auch kann ein deutlich erhöhter Jagddruck den gewünschten Effekt der Schadensminderung trotz einem verringerten Wildbestand, insbesondere in Bezug auf Schälschäden verhindern. Orientiert sich die Abschussverteilung auf die Reviere in einer Hegegemeinschaft überwiegend am Ziel des jagdlichen Interessenausgleichs durch möglichst starke Beteiligung der Randreviere, fördert dies die Etablierung von Schwerpunkträumen, verhindert eine gleichmäßigere Lebensraumnutzung und kann den Verbund zwischen einzelnen Populationen effektiv schwächen.



Eine Dichteregulation allein ermöglicht somit keine sinnvolle Steuerung eines Rotwildbestands. Allgemeingültige Wilddichten oder Richtwerte lassen sich nur schwer herleiten. Die Wilddichte kann nur als eine Hilfsgröße angesehen werden. Sie darf auf keinen Fall als Mindest- oder Höchstsollwert gedeutet werden, vor allem nicht auf Revierebene.

Schwerpunkträume bieten jedoch zumeist ein hohes Konfliktpotential und können zu schwerwiegenden Problemen führen. Die ansteigende Gradienten der Schadenssituation zwischen den umliegenden Bereichen und den Kernräumen führt nicht selten zu massiven Spannungen zwischen den Landnutzern, die dann häufig in der Forderung nach einer gezielter Reduktion des „überhöhten“ Rotwildbestandes in den Kernrevieren mündet. Gerade in kleinen und fragmentierten Populationen wie in Schleswig-Holstein sind jedoch massive Eingriffe in Schwerpunktbereiche bei gleichbleibendem Abschuss im übrigen Lebensraum mit einer erheblichen Reduktion der Populationsgröße verbunden und können so im Hinblick auf die genetische und populationsökologische Situation gravierende Probleme aufwerfen. Die Einregelung eines unter Landnutzungsaspekten „tragbaren Rotwildbestands“ durch Bestandsregulation allein greift daher zu kurz. Zielobjekt des Managements muss vielmehr ein aus Sicht der Grundbesitzer „tragbarer Wildschaden“ sein (s.u.). Dies ist eine der wesentlichen konzeptionellen Herausforderungen an die mit der Bewirtschaftung einer Population beauftragten Hegegemeinschaften, in denen ein entsprechender Konsens zwischen den Grundbesitzern bei gleichzeitiger Sicherung einer biologisch angemessenen Bestandsgröße erzielt werden muss.

2.7 Wilddichte und Wildschaden

Im Hinblick auf die Bestandsregulation sollte bei dem Begriff der „Wilddichte“ zwischen der wirtschaftlich und der biotisch tragbaren Wilddichte differenziert werden (vgl. UECKERMANN 1960). Die wirtschaftlich tragbare Wilddichte bezieht sich auf die Anzahl von Tieren pro Flächeneinheit, bei der sich der Wildschaden in einem festgesetzten Rahmen bewegt. Biotisch tragbar hingegen ist die Wilddichte solange die Überlebensfähigkeit, Vitalität und Kondition einer Population auf Basis verfügbarer Ressourcen gesichert ist. Lebensraumbedingungen und Nahrungsressourcen können in einzelnen Regionen stark unterschiedlich sein. Dementsprechend kann eine vergleichbar hohe Rotwilddichte in unterschiedlichen, durchaus nah beieinander liegenden Gebieten zu untragbaren Schäden führen oder auch als unbedenklich akzeptiert werden. Besteht zwischen Verbissbelastung und Rotwilddichte ein engerer Zusammenhang, so unterliegt die Beziehung zwischen Schälschadenshöhe und Rotwilddichte erheblichen regionalen Unterschieden und zeitlichen Schwankungen. Auch wenn die lokale Rotwilddichte direkt das örtliche Schadmaß mitbestimmt, so setzt sich doch zunehmend die Erkenntnis durch, dass zahlreiche Begleitfaktoren, insbesondere auch die Verfügbarkeit alternativer Nahrung die Schälschadenshöhe in der Forstwirtschaft stark beeinflusst. Eine umfassende Auswertung der Wirkungsweise unterschiedlicher Einflussfaktoren auf die Schälschadenshöhe lieferte VÖLK (1998) für Österreich. Großräumig (!) konnte im Rahmen der Untersuchung in Bezug auf Abschusshöhe und Rotwilddichte keine Korrelation mit dem Ausmaß an Schälschäden nachgewiesen werden. Auch andere Autoren weisen auf starke Schwankungen der Schälschadensintensität und auf offensichtlich mehrere wirksame Einflussfaktoren hin und konnten den beschriebenen Zusammenhang ebenfalls nicht bestätigen (vgl. z.B. MÜLLER 1985, GERKE 1980). Abgesehen von äußeren Rahmenbedingungen können auch Gewohnheiten des Rotwildes im Hinblick auf Raumnutzung und Aktivität zu einer stark variierenden Schälschadensbelastung führen. VÖLK (1998) kritisiert daher den Begriff der wirtschaftlich tragbaren Wilddichte und schlägt vor, ein entsprechendes Managementziel unter den Begriff tragbaren Wildschaden zu fassen.

Konkret stellt neben dem übergeordneten Kriterium der Wildschadensanfälligkeit des Waldes die Verfügbarkeit an alternativer Nahrung einen entscheidenden Faktor dar (vgl. z.B. WÖLFEL u. MEIßNER 2002, MEIßNER et al. 2004). Unbestritten gehört die Gehölzvegetation zum natürlichen Nahrungsspektrum des Rotwildes. Eine artgerechte Grasweide ist in den meisten Fällen (insbesondere in Schleswig-Holstein) im Umfeld zwar *vorhanden*, aber durch Störeinflüsse bzw. Gefahrenpotentiale nicht *verfügbar*. Zur Aufrechterhaltung der für Wiederkäuer wichtigen regelmäßigen Äsungsintervalle weichen die Tiere bei Deckungszwang auf die dort zwar vorhandene, meist aber unattraktivere - weil umständlicher zu erlangende - Nahrung aus. Auch durch Ablenkfütterungen, die Vorlage von speziellen Futtermitteln, das Angebot von Lecksteinen zur Verabreichung von Spurenelementen oder anderen Wundermitteln können derartige Beeinträchtigungen der Waldvegetation nicht vermieden werden. Es existieren in unterschiedlichsten Regionen (Gebirgslage bis Tiefland) Reviere mit hohem Rotwildbestand, in denen Schälschäden kein gravierendes Problem sind. All diesen Gebieten ist gemein, dass sie zu einem nennenswerten Teil aus waldfreier Weide bestehen, die ganztägig oder zumindest in mehreren Intervallen zur Verfügung steht. Freiflächen erlauben eine optische Absicherung des Wildes und sollten in einem Verbundsystem stehen. Kleine, als Äsungsflächen angelegte Wiesen und Schneisen in Waldbeständen decken zwar den Nahrungsbedarf, nicht aber das Sicherheitsbedürfnis des Rotwildes. Sie büßen ihre Funktion endgültig ein, wenn sie obendrein mit entsprechenden Ansatzeinrichtungen bestückt sind.



Abb. 3: Die Osterau im Zentrum des Rotwildvorkommens Segeberger Heide stellt einen optimalen Rotwildlebensraum dar, hier konzentriert sich ein erheblicher Teil des Gesamtbestands auf kleiner Fläche. Der Wechsel von Deckung und Grünland entspricht sehr gut dem Sicherheitsempfinden des Rotwildes (Foto: Jörg Beckmann).

Entscheidendes Kriterium für die Wirksamkeit von Störquellen auf die Lebensraumnutzung und Aktivität des Rotwildes ist deren Berechenbarkeit für das Wildtier. Zu den potentiellen Störfaktoren zählen Erholungssuchende abseits der Wege ebenso wie Teile der Jagdausübung. Einige Jagdstrategien haben deutliche Auswirkungen auf die Lebensraumnutzung des Rotwildes (Stichworte: Nachtjagd, Kirrjagd, Jagd in den Einstandsgebieten), wobei im Rotwildgebiet die Art der Ausübung im Vordergrund steht und nicht die bejagte Wildart. Jagdliche Sachzwänge wie z.B. eine intensive Schwarzwildbejagung zur Wildschadensvermeidung in der Landwirtschaft werfen hierbei erhebliche, jedoch zum Teil lösbare Probleme auf. Eine artangepasste Bejagung des Rotwildes, gezielte Lenkung von Erholungssuchenden und die systematische Beruhigung der Einstandsbereiche kommen sowohl den Lebensraumansprüchen der Art wie auch den forstwirtschaftlichen Zielen in einer Region zu Gute. Faktoren wie unkontrollierter Erholungsverkehr abseits der Wege oder revieregoistische Hege und Bejagung stehen jedoch beidem entgegen. Das Ausmaß an Schälschäden ist kein Problem, das allein mit jagdlichen Mitteln und über die Höhe des Abschusses eingeregelt werden kann. Konzeptionelle Fortschritte im Sinne umfassender, konsensfähiger Managementkonzepte auf Ebene der Hegegemeinschaften dienen somit nicht nur der nachhaltigen Sicherung eines Rotwildbestands, sondern auch direkt den Interessen wirtschaftlich handelnder Waldbesitzer.

2.8 Rotwildmanagement

Das gesellschaftliche Anliegen eines langfristigen Erhalts anpassungsfähiger Rotwildpopulationen ist unter anderem direkt von der jagdlichen Behandlung der Bestände abhängig. Politik und Raumplanung setzen die administrativen oder landschaftsstrukturellen Rahmenbedingungen für eine Population, Landwirtschaft und Forstwirtschaft bestimmen weitreichend die Lebensraumqualität, Jagd und Jäger beeinflussen direkt Größe, Struktur und Verteilung eines Gesamtbestandes.

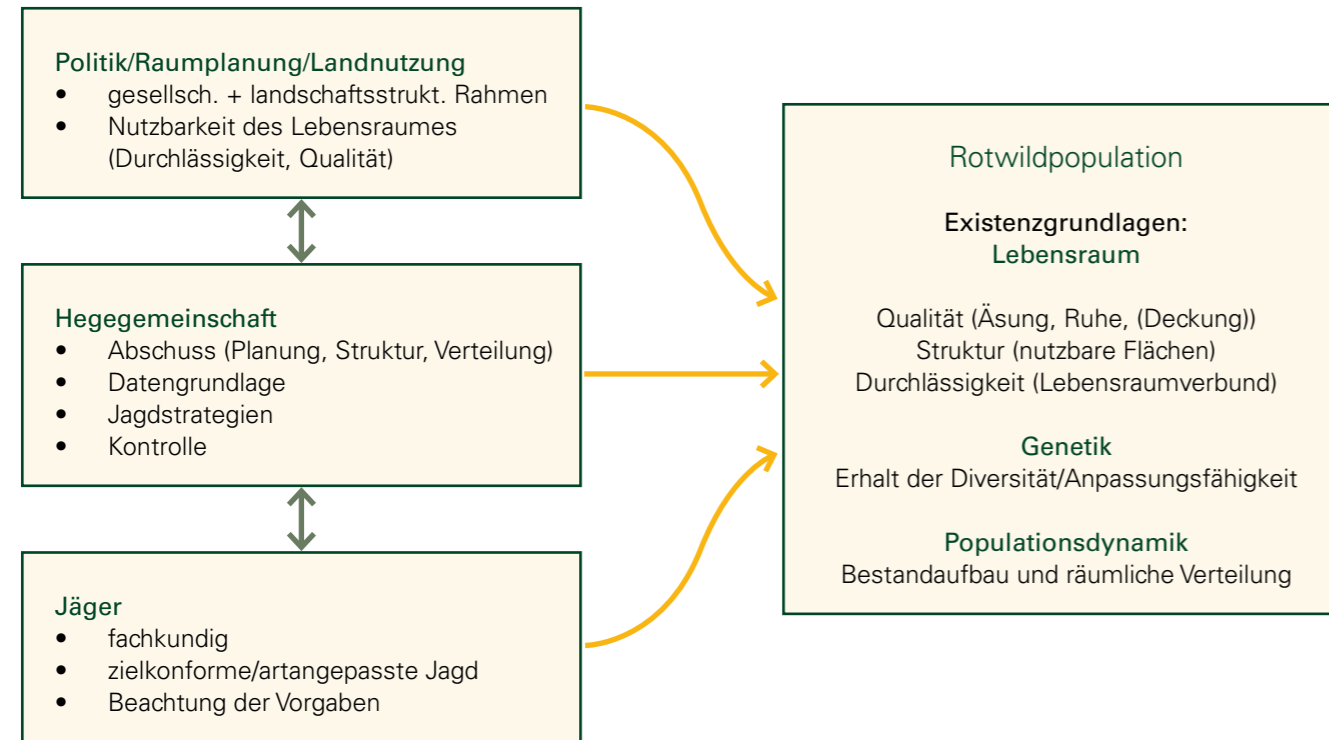


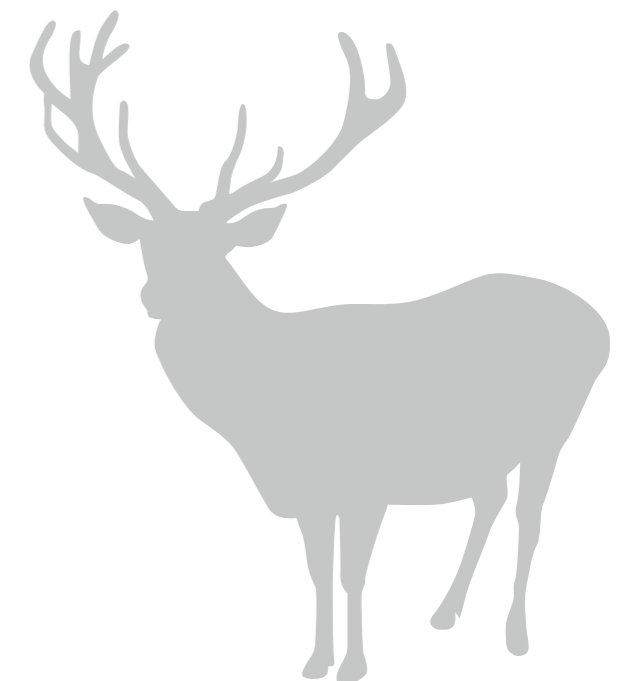
Abb. 4: Schema Wirkungsgefüge Rotwildmanagement.

Der jagdpraktische Einfluss wird einerseits von der Einhaltung bestimmter Vorgaben geprägt (gesetzl. Bestimmungen, Abschusspläne, etc.), hängt jedoch in diesem breiten Rahmen wesentlich von persönlichen Merkmalen der Jagd ausübenden sowie lokaler Gegebenheiten ab. Hierzu gehören Fachkompetenz, sozialer Hintergrund, jagdliches Selbstverständnis des Jägers sowie lokale Rahmenbedingungen der bejagten Fläche. Das deutsche Reviersystem ermöglicht unter Beachtung gesetzlicher Bestimmungen und der Regeln der Waidgerechtigkeit (vor allem Tierschutzkonformität) eine eigenständige Wahl des jagdpraktischen Vorgehens und stellt somit die fachgerechte Bejagung weitreichend in die Verantwortung des Jagd ausübenden.

Da sich großräumig lebende Arten in einem Reviersystem nur revier- und besitzübergreifend nachhaltig bewirtschaften lassen, räumt § 10 LjagdG (vgl. § 10a BJagdG) die Bildung von Hegegemeinschaften zur „großräumigen Bewirtschaftung von Hochwildbeständen“ ein. Gemäß des hier formulierten Kernziels der „Lenkung von Bestandsdichten, des Altersaufbaus und des Geschlechterverhältnisses“ ermöglichen sie vor allem die großräumige Koordination der Abschussplanung und dienen somit der nachhaltigen Nutzung der Bestände. Sie sollen hierbei die zusammenhängenden Lebensräume des Wildes einschließen. Zentrales Instrument des jagdlichen Rotwildmanagements sind somit die Hegegemeinschaften. Sie beeinflussen direkt die Größe und Struktur einer Population und setzen daher den Rahmen für deren Dynamik und Entwicklung sowohl in populationsökologischer wie in genetischer Hinsicht.

Die Hegegemeinschaften haben den Status nicht eingetragener Vereine. Sie nehmen die jährliche Abschussplanung vor, die von der Mitgliederversammlung beschlossen, der Unteren Jagdbehörde vorgelegt und in aller Regel genehmigt wird. Treten Mitglieder aus, so reichen diese ihre nach eigenem Ermessen aufgestellten Abschusspläne direkt bei der Jagdbehörde ein. Die wichtigsten Grundbesitzer mit land- und/oder forstwirtschaftlichem Hintergrund sind hier ebenso vertreten wie private Jagdpächter, so dass die Hegegemeinschaften zumeist auch die Interessen der örtlichen Landnutzer widerspiegeln. Die Funktionsweise der Zusammenschlüsse ist somit auf Kooperation und Konsensfindung ausgelegt.

Durch begrenzte Ressourcen für den Rothirsch bei einer Vielzahl von Landnutzungsinteressen des Menschen auf gleicher Fläche ist das jagdliche Management der Populationen in Schleswig-Holstein eng mit der Funktionstüchtigkeit des Lebensraumverbundes oder auch dem genetischen Zustand der Vorkommen verknüpft (vgl. HERZOG 2000 und HERZOG 2002). Bestandshöhe und Verbreitung leiten sich aus den menschlichen Nutzungsinteressen ab. Vor dem Hintergrund der ggf. erheblichen Fraßeinwirkung des Rothirsches auf die Vegetation, sowie aufgrund des zusätzlichen Vorkommens von Damhirsch und Sikahirsch besteht für den Rothirsch in Schleswig-Holstein eine behördliche Vorgabe zu seinem Verbreitungsgebiet.



3 Vorgehen und Methoden

3.1 Funktion von Indikatorarten

Der §2 Abs.1 Ziff. 10 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) schreibt den Schutz der Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt vor. Die Komplexität der Gesamtheit von Organismen und ökologischen Prozessen in einem betroffenen Planungsraum kann jedoch in den seltensten Fällen vollständig erfasst werden. Die notwendige Einschätzung von Auswirkungen eines geplanten Eingriffs ist daher auf eine Vereinfachung der zu berücksichtigenden Umweltparameter angewiesen. In der gegenwärtigen Planungspraxis werden hierzu unter anderem entsprechende Indikatorarten genutzt.

Vor dem Hintergrund seiner Verbreitungs- und Bestandssituation in Deutschland und auf Grundlage seiner biologischen und verhaltensbiologischen Eigenschaften kommt dem Rothirsch für den großräumigen Lebensraumverbund bodenlebender Säugetiere und die Beurteilung von infrastrukturell bedingten Zerschneidungseffekten besondere Bedeutung zu. Er dient daher im Rahmen dieser Arbeit als Indikatorart für den Lebensraumverbund großer Säugetiere und wurde in dieser Funktion im Rahmen der Planungen zur A 20 in Schleswig-Holstein in verschiedenen Abschnitten für die Konzeption von technischen Verbundmaßnahmen herangezogen (vgl. SPICALE 2005).

3.1.1 Einordnung in die Fachterminologie

Die begrifflichen Definitionen von Indikatorarten differieren zum Teil in ihrer Verwendung in der Natur- und Landschaftsplanung. Die Definitionen und Interpretationen verschiedener Autoren weichen zum Teil deutlich voneinander ab.

Als **Indikatorarten** werden allgemein Individuen oder Populationen einer Spezies bezeichnet, die Eigenschaften aufweisen, deren Ausprägung in einer direkten Beziehung zu Umwelteigenschaften (Indikandum) steht. Die Ausprägungen von Umweltattributen und Organismeneigenschaften müssen in einer qualitativ und quantitativ möglichst engen (eindeutigen) Beziehung zueinander stehen. Dafür ist es günstig, wenn die der Korrelation zugrunde liegenden Kausalzusammenhänge möglichst direkt und monokausal sind und somit auch eine relativ einfache Erfassbarkeit ermöglichen (vgl. ZEHLIUS-ECKERT 1998).

Leitarten sind Arten, die in einem oder wenigen Typen von ökologischen Raumeinheiten signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen ökologischen Raumeinheiten. Die Anwesenheit von Leitarten kann das Vorkommen weiterer Arten indizieren, die charakteristisch für die jeweilige ökologische Raumeinheit sind. Eine Leitart kann daher auch als „Charakterart ökologischer Raumeinheiten“ bezeichnet werden (ZEHLIUS-ECKERT 1998, vgl. FLADE 1994).

Als **Zielarten** werden hingegen Arten bezeichnet, die der Formulierung von konkreten und überprüfbareren Zielen des Naturschutzes dienen, d.h. sie ermöglichen die sachliche und räumliche Konkretisierung von abstrakt gehaltenen Zielen bzw. Zielen von übergeordneten Planungsebenen (vgl. hierzu ZEHLIUS-ECKERT 1998 in Anlehnung an MÜHLENBERG u. HOVESTADT 1992, RECK et al. 1994, VOGEL et al. 1996, WALTER et al. 1998).

TILLMANN u. RECK 2003 erörtern in Bezug auf den Rothirsch in Schleswig-Holstein die Begriffe **Maßstabsart** (i.S. einer Repräsentativität für spezifische Lebensraumsprüche / eines bestimmten Gefährdungstatus) und **Regenschirmart**, um die landschaftsplanerische, sowie der **Schlüsselart** (im Sinne der ökosystemaren Wirkungsgefüge in Bezug auf den Rothirsch selbst), um die ökologische Funktion des Rothirsches zu beschreiben.

Eine eindeutige Zuordnung seiner Indikatorfunktion in den Rahmen spezieller landschaftsökologischer Termini gestaltet sich schwierig, insbesondere vor dem Hintergrund einer eindeutigen Definition der als Indikator herangezogenen Eigenschaft, wie auch der erforderlichen Stabilität und Qualität der Beziehung zwischen Indikator und Indikandum. Der Rothirsch unterliegt in seiner Verbreitung, örtlichen Dichte, Lebensraumwahl und dem beobachtbaren Verhaltensspektrum in der Kulturlandschaft streng den örtlich vorherrschenden menschlichen Einflüssen. Darüber hinaus zeigt seine geographische Verbreitung in Europa die hohe Anpassungsfähigkeit an unterschiedlichste natürliche Habitatbedingungen. Erst durch die anthropogen bedingte Knappheit großer, durchlässiger und störungsarmer Rückzugsräume kommt dem Rothirsch eine Indikatorfunktion für diese in der Kulturlandschaft nur noch begrenzt verfügbaren Lebensraumpotentiale zu.

3.2 Der Rothirsch als Indikator für den Lebensraumverbund

Die überwiegende Reduktion des realen Rotwildlebensraumes auf Waldgebiete in Mitteleuropa ist ein Ergebnis menschlicher Einflussnahme und spiegelt nur einen suboptimalen Teil des Habitatspektrums wider. Das Habitatoptimum dagegen entspricht einer halboffenen, strukturreichen, störungsarmen und unzerschnittenen Landschaft. Die generelle Fähigkeit und die Neigung der Art zur Nutzung offener, aber deckungsreicher Landschaftsteile zeigen sich gerade auch in Schleswig-Holstein. In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft bestimmen vorrangig die Faktoren **Zerschneidungsgrad**, **Störungspotential** und **Deckungsangebot** die Nutzbarkeit eines Gebietes als Lebens- oder Durchzugsraum für den Rothirsch, der vor allem an die ersten beiden Kriterien ausgesprochen hohe Anforderungen stellt. Die ihm im Rahmen dieser Arbeit zugeschriebene Indikatorfunktion fußt auf diesen drei Faktoren und zielt daher auf das hiervon abhängige Potential bestimmter Landschaftsbereiche für den Rothirsch. Eine besondere Funktion hat gerade in der vielfältig genutzten Kulturlandschaft das Deckungsangebot. Der Rothirsch ist kein klassischer Steppenbewohner und so in Bezug auf sein subjektives Sicherheitsempfinden sowie die aktive Feindvermeidung auf strukturgebende Elemente angewiesen. Sie bestimmen daher seine Möglichkeiten, mit Störungen auf einer Fläche umzugehen und somit deren Nutzbarkeit.

Die schleswig-holsteinischen Vorkommen konzentrieren sich auf die walddreichen Gebiete, die auch vergleichsweise viele unzerschnittene Räume in Bezug auf das Verkehrsnetz aufweisen (vgl. auch NEUMANN-FINKE 2004, RITTER 2008). Sie orientieren sich an der Siedlungs- bzw. Infrastruktur und sind daher großräumig eingrenzbar. Das vorhandene Verbundsystem für den Rothirsch zwischen den Vorkommen durchzieht daher als dauerhafte Lebensräume kaum geeignete Regionen und orientiert sich aufgrund des hohen Zersiedlungsgrades der Landschaft in weiten Teilen zwangsläufig an der Landschaftsdurchlässigkeit. Es schließt daher zwischen deckungsreichen Trittsteinen auch große offene Landschaftsbereiche ein. Die Fähigkeit, Verbundräume mit nur begrenztem Angebot an Deckungsflächen zu nutzen, resultiert einerseits aus der Anpassung an die halboffene Landschaft als natürlichem Lebensraum. Durch den Wechsel von Wald und Offenland in den schleswig-holsteinischen Rotwildlebensräumen können die Tiere jedoch zumindest in Teilen strukturreiche, offene und störungsarme Gebiete in ihre feste Raumnutzung einbeziehen und haben somit – anders als in geschlossenen Waldgebieten – die Gelegenheit, Erfahrungen in der offenen Landschaft zu sammeln.

Ein Verbundraum für den Rothirsch muss vor dem Hintergrund des Migrationsverhaltens daher nicht unbedingt als dauerhafter Lebensraum geeignet sein, jedoch zwingend dem Sicherheitsempfinden der Art Rechnung tragen. Abgesehen von Trittsteinen ausreichender Größe und entsprechendem Abstand in Form von Waldflächen oder sonstigen deckungsreichen Biotopen, die als Tageseinstände genutzt werden können, sind für die Durchlässigkeit der Landschaft besonders kleinräumige Deckungselemente wichtig (vgl. Abb. 5). Die für die schleswig-holsteinische Landschaft typischen Knicks spielen daher für die Funktionstüchtigkeit von Verbundräumen eine besondere Rolle.

In Bezug auf die Landschaftsstruktur existieren jedoch keine strengen, monokausalen Zusammenhänge zwischen quantifizierbaren Lebensraumattributen und der Nutzung entsprechend ausgestatteter Flächen durch den Rothirsch. Das Verhalten in der Landschaft und somit die Nutzbarkeit einer Fläche hängt von zahlreichen variablen, sich in ihrer Wirkung überlagernden äußeren Einflussfaktoren ab (Klima, wechselnde Flächenattraktivität, Störungsintensität, Jagdregime etc.) und somit einer ständigen Dynamik.

Der Landschaftsstruktur als Faktor für großräumige Wanderungen steht eine ethologische Komponente seitens der Tiere gegenüber, welche die *reale* Nutzung eines Lebensraumes bestimmt. Hierzu gehören die saisonalen Verhaltensspektren wie Brunft/Feistzeit oder Setzen/Aufzucht der Jungen. Der Rothirsch verfügt jedoch auch über eine hohe Intelligenz¹, die entsprechende Fähigkeit zu Lernen und Gewöhnung sowie eine tradierte Weitergabe von raumbezogenen Informationen. Allgemein können kalkulierbare Umwelteinflüsse von einer hoch entwickelten Art wie dem Rothirsch taxiert und im Laufe der Zeit richtig gewertet werden (z.B. die Querung einer Straße). Auch wenn dieser Fähigkeit natürliche Grenzen gesetzt sind, ermöglicht dies einem Tier in bestimmtem Rahmen neue Räume zu erschließen und vorhandene Potentiale in der Landschaft zu nutzen.

Dies bedeutet auch, dass potentiell geeignete Gebiete derzeit nicht zwangsläufig genutzt werden müssen, bietet aber die Chance, solche Räume gezielt zu entwickeln und störende Faktoren (z.B. Freizeitnutzung, Jagd) zu beeinflussen oder als Hindernis auszuschalten.

Die Identifikation von Verbundräumen für den Rothirsch kann sich daher nur am strukturellen Potential einer Fläche orientieren. Vertikale und horizontale Strukturvielfalt in der Landschaft sind für eine Vielzahl von Arten (unabhängig von deren unterschiedlichen biologischen Eigenschaften) von hoher Bedeutung. Die Kontinuität dieser Attribute in der Landschaft ist ein wichtiger Faktor der Lebensraumqualität und Ausbreitungs- / Migrationsmöglichkeiten vieler Arten. Durch die geringe Bewaldung des Landes repräsentieren Lebensraumkorridore für den Rothirsch daher auch einen überregionalen Verbund deckungsreicher Biotope (Wald, Moor, Sukzession, etc.). Vor dem Hintergrund der erheblichen Restriktionen der großräumigen Landschaftsdurchlässigkeit haben vom Rothirsch genutzten Verbundräumen daher eine zentrale Funktion für die Lebensraumvernetzung mobiler, bodenlebender Arten wie auch für den Transport von Diasporen und Wirbellosen durch den Rothirsch selbst (Vektorfunktion, vgl. TILLMANN u. RECK 2003).

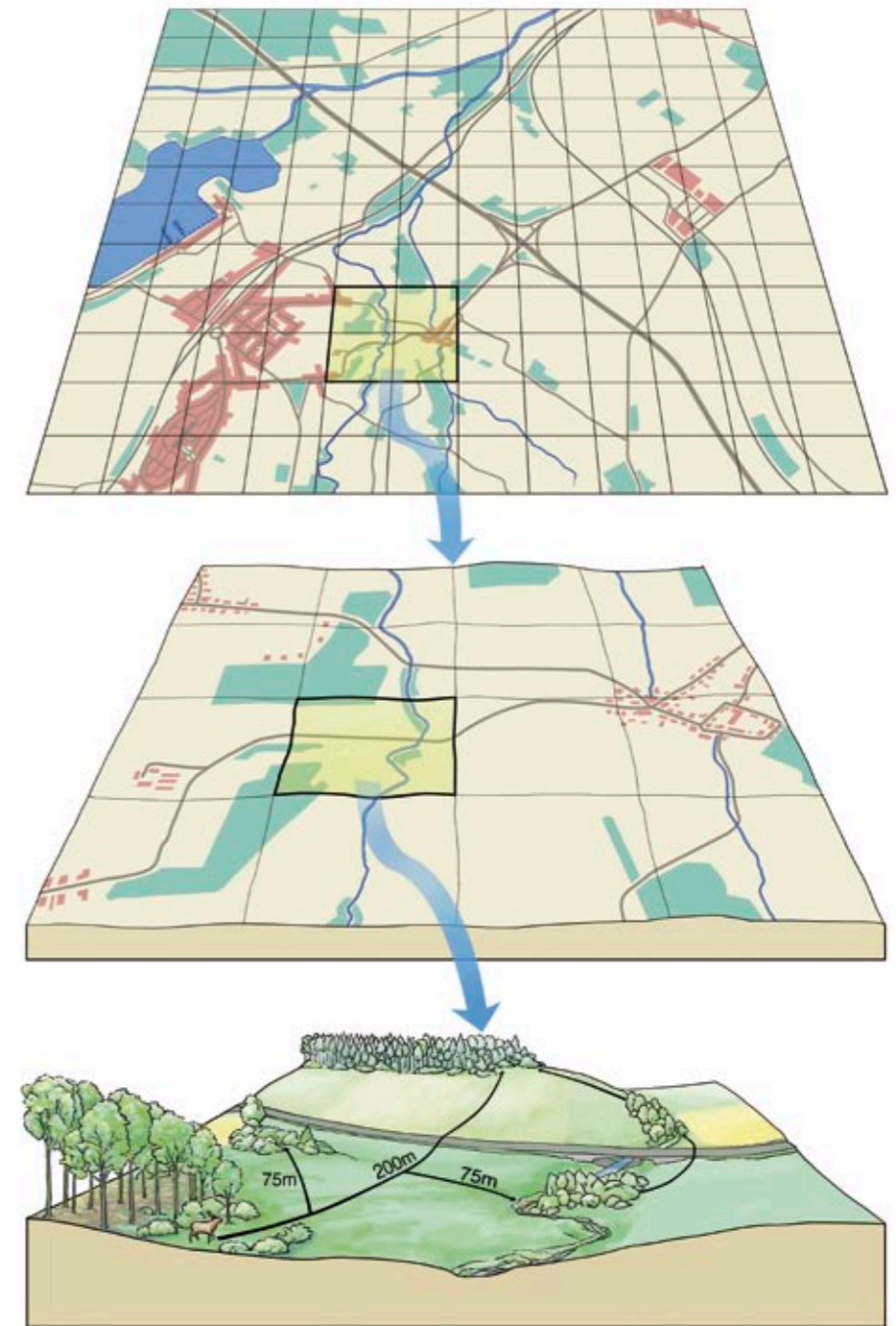


Abb. 5: Prinzip von Wanderungen des Rothirsches in der Kulturlandschaft, schematisch dargestellt. (Grafik: W. TAMBOUR 2005)

¹: Verhaltenskundlich kann „Intelligenz“ bei Wildtieren an den Eigenschaften „Lernfähigkeit“ und „Einsicht“ festgemacht werden. „Einsicht“ meint die direkte Verknüpfung von Zusammenhängen ohne Anwendung des Prinzips von Versuch und Irrtum.

3.3 Lebensraumverbundanalyse

3.3.1 Anforderungen

Die Identifizierung und Darstellung von bestehenden und potentiellen Verbundräumen für den Rothirsch muss zahlreichen Ansprüchen genügen. Die Auswertung muss einerseits möglichst detailliert die aktuelle Situation abbilden, methodisch nachvollziehbar und möglichst objektiv sein, eine großräumige Betrachtung ermöglichen und explizit eine Verwertbarkeit für den Praktiker gewährleisten.

Die noch existierenden Verbundbeziehungen sowie vorhandene Potentiale in der Landschaft sollten identifiziert, räumlich beschrieben und vorhandene Beeinträchtigungen bzw. Konfliktpunkte des Lebensraumverbundes konkretisiert werden. Im Ergebnis dieser Studie sollten daher sowohl die real genutzten **Verbundachsen** dokumentiert wie auch die noch verfügbaren **Verbundräume** möglichst flächenscharf dargestellt werden. Die Arbeiten sollten so als Grundlage für eine nachvollziehbare Ableitung des Handlungsbedarfs im Rahmen zukünftiger Planungen durch zuständige Institutionen geeignet sein. Hierfür müssen die aufzuzeigenden Verbundpotentiale einerseits methodisch möglichst objektiv aus der großräumigen Landschaftsstruktur hergeleitet werden, gleichzeitig muss die gewählte Darstellung jedoch kleinräumig die reale Situation abbilden. Das Vorgehen und die Darstellung sollen reproduzierbar sein und Wege aufzeigen, wie Verbundpotentiale für große Säugetiere großflächig identifiziert werden können.

Für die Indikatorart überwiegen in Bezug auf die Lebensraumverbundpotentiale in Schleswig-Holstein die Restriktionen. Verbundräume werden weitestgehend von der Siedlungsstruktur vorgegeben. Aufgrund dieser Rahmenbedingungen ist ein hoher Detaillierungsgrad für die Darstellung der Konfliktbereiche notwendig. Methodisch gesehen ist dieser Anspruch mit dem Ziel einer großräumigen Betrachtung von insgesamt immerhin ca. 8700 km² der Landesfläche in Deckung zu bringen.

Es wurden daher verschiedene Ansätze und Methoden erprobt und die Ergebnisse mit der Realität abgeglichen sowie auf ihre Tauglichkeit für die vorliegende Aufgabenstellung überprüft. Als Referenz wurde eine umfangreiche Expertenbefragung durchgeführt und im Einzelfall immer wieder örtliche Akteure konsultiert. Cost-Distance oder Cost-Path-Analysen haben sich für den hier gezeigten Ansatz als ungeeignet erweisen. Sie liefern ebenso wie Expertenbefragung/gutachterliche Einschätzungen lediglich Verbundachsen im Sinne von Ideallinien, die durchaus von der lokalen Realität abweichen können und insbesondere keine Einschätzung des Verbundpotentials erlauben.

Zusammenfassend wurden folgende Anforderungen gesetzt:

- Nutzen und Verwertbarkeit der Auswertung für den Praktiker als Entscheidungsgrundlage,
- Darstellung der (großräumigen) Lebensraumverbundpotentiale,
- Darstellung der real genutzten Verbundachsen sowie der verfügbaren Verbundräume,
- Detaillierte Erfassung von Konfliktbereichen,
- Einheitliche Betrachtung für den gesamten Bezugsraum,
- Möglichst einfache und nachvollziehbare Vorgehensweise, keine modellhafte Vereinfachung von Flächenattributen,
- Realisierbarkeit im Projektrahmen.

Aufgrund der teils divergierenden Ansprüche ist die gewählte Vorgehensweise als ein Kompromiss zu verstehen, insbesondere im Hinblick auf das Spannungsfeld zwischen Objektivität, Realität und Praxisnähe. Die bei einer anpassungsfähigen Art wie dem Rothirsch zwangsläufig unscharfen und relativen Ansprüche an seinen Lebensraum bedingen für eine Darstellbarkeit in gewissem Rahmen einen gutachterlichen Eingriff bzw. ein Modell im Sinne eines Setzens begründbarer/herleitbarer Eckwerte.

3.3.2 Modellentwicklung

Eine Bewertung der (schleswig-holsteinischen) Landschaftsstruktur und die Expertenbefragung ermöglichen bereits auf einfache gutachterliche Weise die Beschreibung von **Verbundachsen** zwischen den Vorkommen – also der offensichtlichen Ideallinie, die häufig allein durch die Waldverteilung vorgegeben wird. In der Kulturlandschaft beeinflussen jedoch zwangsläufig variable Störeinflüsse und die Möglichkeit diesen auszuweichen den Erfolg einer Wanderung. Der für Migrationen verfügbare **Verbundraum/ Verbundkorridor** ist daher entscheidend für das Potential einer Achse und die Chancen einer langfristigen Sicherung der Verbundbeziehungen. Um solche Räume für den Rothirsch erfassen und beschreiben zu können, ist eine Konkretisierung seiner Ansprüche an Durchzugsräume erforderlich.

Der Lebensraumverbundanalyse wurde ein Modell zugrunde gelegt, das sich im Wesentlichen auf verhaltensbiologische Aspekte stützt. Aussagekräftige telemetrische Untersuchungen zur kleinräumigen Habitatnutzung im Zuge von Wanderungen sind bisher nicht bekannt. Ausgangspunkt ist daher die Annahme, dass sich das Verhalten eines Rothirsches im Rahmen einer Wanderung (in unbekanntem Gelände) überwiegend an der Feindvermeidung orientiert.

Innerhalb des Streifgebietes, in dem sich ein Rothirsch im Jahresverlauf aufhält, regiert er u.a. auch aufgrund der Geländekenntnis (→ tradierte Erfahrungswertung) anders auf Störeinflüsse (vor allem auf berechenbare) als außerhalb. In unbekanntem Terrain orientiert sich das Verhalten daher deutlich stärker an generellen Sicherheitsaspekten, aber auch dem subjektiven Sicherheitsempfinden eines Individuums (zur Feindvermeidung und Verhaltensbiologie des Rothirsches vgl. WÖLFEL 1983 u. 1984).

Der Rothirsch nutzt Habitatstrukturen für die optische und olfaktorische Orientierung (vgl. Abb. 5). Lineare Strukturen spielen hierbei eine besondere Rolle. Sie bieten Übersicht bei gleichzeitiger Deckung („sehen aber nicht gesehen werden“ / „Gardieneneffekt“, WÖLFEL 1999) und Verwirbelungen des Luftstroms zur geruchlichen Absicherung (vgl. BÜTZLER 2001).

Im offenen Gelände profitiert der Rothirsch von **kleinräumigen Deckungselementen** (Knicks, kleine Hecken, Schilfgürtel, bewachsene Gräben etc.) als „Anlehnsstrukturen“ für das Sicherheitsempfinden. Sie ermöglichen ein kleinräumiges, schnelles Ausweichen mit einer entsprechenden optischen Absicherung. Im Hinblick auf die Attraktivität eines Raumes für den Rothirsch besitzen lineare Strukturen somit eine flächige Wirkung. Darüber hinaus fördern größere **optische Leitstrukturen** als Anlaufpunkte Bewegungen durch die offene Landschaft. Hierzu gehören neben kleinen Gehölzen, Baumreihen, großen Hecken auch die Randlinien von großen Deckungsflächen. Eine positive Wirkung auf die Flächenattraktivität für den Rothirsch entfalten sie in Sichtweite. Die Bevorzugung von Gebieten mit einer hohen Dichte vertikaler Strukturen in Form von Hecken/Knicks und Feldgehölzen konnte im Rahmen der Expertenbefragung vielfach bestätigt werden. Vollständig offene Bereiche werden dagegen bevorzugt nur im Rudelverband genutzt, der gegenüber dem Einzelindividuum andere Möglichkeiten der Absicherung vor potentiellen Feinden bietet und so das subjektive Sicherheitsempfinden eines Tieres positiv beeinflusst.

Die zentralen Elemente von Verbundräumen für den Rothirsch sind größere **Deckungsflächen** als Tageseinstände und Ruheräume. Hierzu gehören neben Waldflächen vor allem auch Moor und Sukzessionsbereiche. Ihre Attraktivität wird weniger von der Vegetation als vielmehr von der Störungsintensität bestimmt. Für ihre Funktion als Trittsteine ist die Verteilung in der Landschaft wichtiger als die absolute Größe der Flächen.

Eine besondere Rolle für die Qualität eines Gebietes als Durchzugsraum für den Rothirsch spielt die Verteilung von **Grün- und Ackerland**. Weist Grünland auch eine ganzjährige Qualität als Nahrungsfläche auf, so kann die Nutzbarkeit für den Rothirsch im Fall von Weideland durch Nutztiere eingeschränkt werden. Ackerflächen zeichnen sich durch

eine jahreszeitlich stark wechselnde Attraktivität aus. Maisflächen sind im Sommer beliebte Einstandsgebiete und haben so ein Trittsteinfunktion bei Wanderungen. Getreide (Milchreife) und Raps (auch im Winter) bieten saisonal attraktive Nahrung. Eine Bewertung bzw. Gewichtung von Grünland und Ackerland im Hinblick auf ihre Funktion für den Lebensraumverbund ist im Rahmen einer großräumigen, statischen Betrachtung so weder möglich noch sinnvoll.

Siedlungen und anderweitig bebaute Bereiche geben wesentlich den Rahmen für Wanderungen des Rothirsches vor. Sie bilden nicht nur flächenscharfe Barrieren, sondern verfügen über eine darüber hinaus gehende, von ihrer Größe abhängige und von ihrer Randlinie aus abfallende Störwirkung. Abgesehen von direkten Einflüssen z.B. durch Lärm im Nahbereich, kommen hier vor allem menschliche Aktivitäten in Siedlungsnähe zum Tragen (Naherholung, Verkehr, Landwirtschaft etc.), welche die Qualität der Fläche für den Rothirsch beeinträchtigen können.

Die Wirkung größerer **Infrastrukturlinien** – Autobahnen, Bundesstraßen oder auch Wasserwege – als Bewegungshindernis für den Rothirsch hängt von zahlreichen Faktoren ab. Neben der individuellen Erfahrung beeinflussen auch die umgebenden Habitatstrukturen die Möglichkeit bzw. die Neigung eines Tieres zur Querung. Aus Sicht des Rothirsches ist kein über den Verkehrskörper hinausgehender flächiger Einfluss auf den Lebensraum (s.o.) festzustellen. Im Rahmen der Lebensraumverbundanalyse wird davon ausgegangen, dass Autobahnen absolute Barrieren darstellen. Die Expertenbefragung zeigt zwar, dass die (2-spurigen) Trassen des Landes in Teilabschnitten gelegentlich von Rotwild überwunden werden, die für ein solches Einzelereignis erforderlichen idealen Rahmenbedingungen dürften jedoch nur in Ausnahmefällen zum Tragen kommen. Darüber hinaus sind weite Abschnitte bereits gezäunt. Verkehrsreiche, gut ausgebaute Bundesstraßen stellen (ohne Verkehrsschutzzaun) dagegen ein Hindernis, jedoch keine für den Rothirsch undurchlässige Barriere dar. Innerhalb der dauerhaft genutzten Lebensräume werden sie regelmäßig gequert, eine gewisse hemmende Wirkung in Abhängigkeit der o.g. Faktoren ist gleichwohl zu erkennen. Im Zuge von Wanderungen wird die Querbarkeit einer Bundesstraße oder Trasse ähnlicher Beschaffenheit weitgehend von den örtlichen Rahmenbedingungen und der Erfahrung eines Tieres abhängen. Auch wenn in der Realität die Verkehrsschutzzäunung entlang von Autobahnen und Bundesstraßen einen wesentlichen Faktor für die Landschaftsdurchlässigkeit für den Rothirsch darstellt, wurde diese mangels einer einheitlichen und aktuellen Datengrundlage an den Bundesstraßen sowie der generellen Klassifikation der Autobahnen als Barrieren nicht berücksichtigt.

Zwar sind die der Lebensraumverbundanalyse zu Grunde gelegten Faktoren auch leicht ableitbar und nachvollziehbar, eine Validierung ist jedoch nur mit Hilfe telemetrischer Daten möglich und steht grundsätzlich noch aus. Abbildung 6 zeigt vorgehend die Ortungen eines im Frühjahr 2008 im Rahmen des laufenden Rotwildprojektes besenderten mittelalten Hirsches im Raum Timmaspe auf Basis der Lebensraumverbundkarte. Können auch von einem Individuum keine Rückschlüsse gezogen werden, so liefern die Ortungen doch einige erste Hinweise:

- Als Tageseinstände – vor allem in Frühjahr – wurden häufig kleine Feldgehölze gewählt (z.B. bei Heidehof und Karlshof jeweils ca. 2 ha), in denen der Hirsch ruhte. Nachts wurde die Feldflur zur Nahrungsaufnahme genutzt und hierbei gelegentlich größere Strecken in der Agrarlandschaft zurückgelegt.
- Bei Bewegungen in der offenen Landschaft spielten Knicks und sonstige Deckungsstrukturen offenbar eine wichtige Rolle. Südlich der B 205 ist eine deutliche Orientierung am Knicknetz zu erkennen.
- Im Mai 2008 wechselte der Hirsch vom Heidehof südlich der B 205 innerhalb von zwei Nächten (zielstrebig) bis direkt an die A 7 auf nördlicher Seite (Sommerstreifgebiet). Die hier gut ausgebaute Bundesstraße 205 mit parallel verlaufender Bahnlinie wurde nach einem (vermeintlichen) abgebrochenen Querungsversuch westlich von

Timmaspe nach einiger Zeit auf östlicher Seite gequert. Die größeren Wald- und Sukzessionsbereiche wurden hierbei umgangen.

- Hofanlagen und kleinere Bebauungsbereiche haben offenbar nur geringen Einfluss auf die Raumnutzung. Zu größeren Ansiedlungen wurde jedoch – mit Ausnahme ruhiger, größerer Deckungsflächen (nördlich Timmaspe) – ein gewisser Abstand eingehalten.

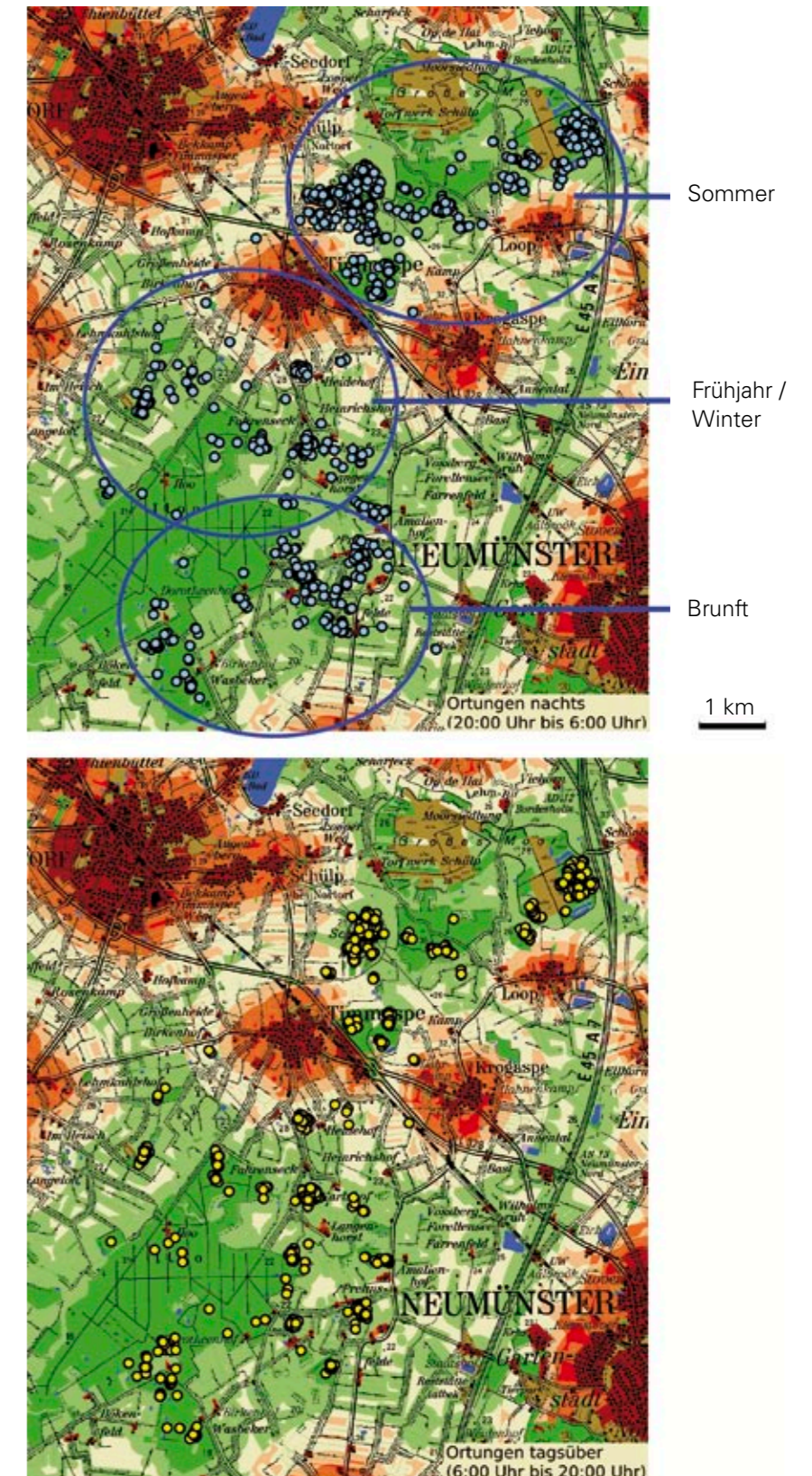


Abb. 6: Erste Ortungsdaten eines Hirsches im Raum Timmaspe vor dem Hintergrund der Lebensraumverbundkarte (vgl. Text) von April 2008 bis Januar 2009. Im Winter/Frühjahr, Sommer und zur Brunft nutzte er überwiegend unterschiedliche Teil Lebensräume.

3.3.3 Lebensraumverbundmodell Rothirsch Schleswig-Holstein

Das Lebensraumverbundmodell für den Rothirsch in Schleswig-Holstein ist in der entsprechenden Karte dargestellt.

Zur themenbezogenen Klassifizierung der Landnutzung des Untersuchungsgebietes standen verschiedene digitale Kartengrundlagen² zur Verfügung, die miteinander kombiniert wurden.

- TK100 in Einzellayern
- ATKIS® Objektlayer Siedlungsstrukturen
- ATKIS® Objektlayer Wälder und Gehölzstrukturen (incl. Heide / Moor / Sukzession)
- Straßen als Vektordaten
- Knicks als Vektordaten

In der Darstellung werden daher folgende Nutzungsarten unterschieden:

- Siedlungen und Bereiche besonderer Nutzung
- Wälder, Sukzessions- und Moorbereiche
- Knicks
- Landwirtschaft und Sonderkulturen
- Gewässer
- Straßen

Die TK100 bildet die Standardgrundlage zur geografischen Einordnung der Themenkarten. Der Einzellayer Wasser dient als Grundlage für die Darstellung der Gewässerstrukturen.

Als Restriktionsräume gelten die Siedlungsgebiete. Diese werden flächenscharf über den ATKIS Objektlayer Siedlungen abgebildet. Unterschieden werden bebaute Flächen/ Siedlungen einschließlich Industriegebiete und Bereiche mit besonderer Nutzung (z.B. Kiesabbau, Abtorfungen etc.). Deckungsflächen in Form von Wald, Sukzession, Moor etc. werden dagegen als eindeutige Positivräume gesetzt. Diese Gunsträume sind – ebenfalls flächenscharf – über den ATKIS Objektlayer Wald- und Gehölzstrukturen abgebildet. Landwirtschaftliche Flächen werden unabhängig der Nutzungsart (Grünland und Ackerland, vgl. Kap. 3.3.2) einheitlich als neutrale Flächen dargestellt. Straßen und Knicks fließen als Linienstrukturen ein.

Für den Rothirsch haben die verschiedenen Nutzungsattribute einen bestimmten Wert, jedoch auch eine spezifische Wirkung auf umliegende Flächen. Siedlungen als absolute **Restriktionsflächen** wurden daher mit einem größenabhängigen Buffer bzw. einem Wirkungsradius versehen.

Siedlung ≤ 10 ha,	Buffer: ohne
Siedlung > 10 ha / < 20 ha,	Buffer: Zone 1 – 100 m → Zone 2 – 300 m → Zone 3 – 500 m
Siedlung ≥ 20 ha,	Buffer: Zone 1 – 300 m → Zone 2 – 500 m → Zone 3 – 1000 m

Die hier genannten Eckwerte wurden gesetzt und entziehen sich einer empirischen Überprüfbarkeit. Eine Variation der verwandten Flächengrößen oder Störradien wird zwar zu einer Veränderung der (ohnehin relativen) Bewertung des Flächenpotentials führen, ungeachtet dessen jedoch aufgrund der weitgehenden Flächenscharfe der Restriktions-/Gunsträume eine analoge Ableitung der Hauptverbundachsen und des Handlungsbedarfs ermöglichen.

≤ 10 ha	20.961
> 10 ha ≤ 20 ha	571
> 20 ha ≤ 50 ha	448
> 50 ha ≤ 100 ha	149
> 100 ha ≤ 200 ha	72
> 200 ha ≤ 500 ha	56
> 500 ha	25

Tab. 1: Verteilung der Siedlungsgrößen im Bezugsraum

Kleine Siedlungsflächen (< 10 ha) haben in S-H eine besondere Funktion für den Lebensraumverbund des Rothirsches. Ist auch der Effekt einer solchen Einzelsiedlung auf die Eignung der umgebenden Fläche als gering einzustufen, so existieren doch große Bereiche im Land mit Häufungen derartiger Bebauungsbereiche, die sich aufgrund des geringen Abstands zu einem weitestgehend undurchlässigen Komplex formen. Einen effektiven Riegel kann insbesondere am Straßennetz orientierte Bebauung im ländlichen Bereich bilden. Sowohl die Ausweisung eines Störradius analog zu den Ortslagen >10 ha, wie auch der Verzicht hierauf würden regional zu einem erheblich verzerrten Bild führen. Um die kleinräumig relevante Trennwirkung darstellen zu können, wurden solche Bebauungsbereiche mit einem Abstand von unter 200 m identifiziert und die Zwischenräume den Restriktionsflächen selbst zugeschlagen (durch Bufferung der Siedlungsflächen und danach der Restfläche mit jeweils 100 m, Closing: SYRBE 2004, vgl. RITTER 2008).

Für bebaute Bereiche mit besonderer Nutzung (z.B. Kiesabbau, Abtorfungen, Golfplätze, Flughäfen, Militäranlagen etc.) wurde kein Störradius festgelegt. Derartige Anlagen sind als flächenscharfe Restriktionen eingegangen, da sie zwar überwiegend für den Rothirsch nicht nutzbar sind, jedoch über kaum störende Wirkung auf die umliegende Fläche verfügen.

Positivflächen bzw. Gunsträume in Form von Wäldern, Sukzessionsflächen, Mooren etc. wurden in Anlehnung an die positive Wirkung ihrer Randlinie (vgl. Kap. 3.3.2) mit einem Wirkungsbereich von 200 m versehen. Den Knicks als Leitstrukturen und wesentlichen Elementen des Sicherheitsempfindens des Rothirsches wurde ein Einflussbereich von 75 m im Radius zugeschrieben. Die Wirkungsradien von Deckungsflächen und Knicks erhalten den gleichen Wert. In Schleswig-Holstein häufig zu findende Sonderkulturen wie z.B. Weihnachtsbaumplantagen werden ohne Wirkungsbereich – flächenscharf – dargestellt, da zumeist keine Informationen über die Nutzungsintensität oder eine mögliche Zäunung vorliegen.

Vor dem Hintergrund der Größe des Bezugsraums lassen sich nicht alle Flächeneigenschaften aus den ATKIS® Objektlayern genau identifizieren. Flächen besonderer Nutzungsarten sind teils nur schwer zuzuordnen. Soweit möglich wurden daher Ungereimtheiten anhand von Luftbildern überprüft und die Flächen den o.g. Attributen zugeordnet.

Die verschiedenen positiven wie negativen Wirkungsradien dienen zur Einschätzung der Flächeneignung aufgrund umliegender Landschaftsattribute. Zwangsläufig kommt es so zu Überschneidungen zwischen Bufferzonen und Kernräumen, wie auch zwischen Bufferzonen untereinander. Die Attribute Deckung, Siedlung, Wasser behalten ihre Eigenschaft auch bei Überschneidungen mit Wirkungsbereichen. Überlappt die Bufferzone von Deckung mit denen der Siedlungen, verbessert sich deren Status dieser um jeweils eine Stufe (1 → 2 / 2 → 3 / 3 → neutral). Die äußere Zone 3 wird in diesem Fall wieder zu neutraler Fläche. Dies führt dazu, dass in deckungsreichen / knickreichen Gebieten der Einfluss der Siedlungsgebiete durch Wegfall der Bufferzone 3 auf maximal 500 m minimiert wird.

² Alle Datengrundlagen: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume und Landesamt für Umwelt und Naturschutz des Landes Schleswig-Holstein.

Überlagern sich Buffer von Siedlungen gleicher Größenkategorie, bekommt die Schnittfläche den jeweils höheren Wert der näher am Kern gelegenen Zone. Im Fall einer Überschneidung der Buffer von Siedlungen unterschiedlicher Größenkategorie wird der Fläche der entsprechende Wert der größeren Ortslage zugewiesen.

Der Rothirsch erlaubt aufgrund seiner hohen Anpassungsfähigkeit und der weitreichenden Ausrichtung seines Verhaltens auf die Feindvermeidung eine starke Vereinfachung der für Bewegungen in der Landschaft relevanten Habitatstrukturen. Die vereinfachte Aufteilung der Flächenbedeutung in positiv/negativ/neutral erlaubt so eine übersichtliche Darstellungsweise anhand der Farbgebung. Die Zuweisung von Wirkungsradien stellt neben der flächenscharfen Darstellung eine einfache Möglichkeit zur darüber hinausgehenden Bewertung der Flächeneignung für Bewegungen des Rothirsches dar.

3.4 Expertenbefragung

Aufgrund der hohen Aufmerksamkeit und Sensibilität örtlicher Akteure sowie der eindeutigen Identifikationsmöglichkeit männlicher Tiere liegt in den Vorkommen ein umfangreicher und langjähriger Fundus an Daten und Beobachtungen zum Rotwild vor.

Bezüglich der Verwertbarkeit dieser Informationen im Rahmen von Lebensraumverbundplanungen wird die Zuverlässigkeit von Experteninterviews allgemein bei richtiger Bewertung als hoch eingeschätzt (vgl. z.B. PFISTER 1993, GEORGII 2001, SCHMIDT 2004). Informationen von Praktikern sind diesbezüglich außerordentlich wertvoll, da gute Chancen bestehen, ein fallweises Auftauchen von Rotwild außerhalb seines Verbreitungsgebietes zu bestätigen und so durch systematische Recherche wichtige Informationen zu Landschaftskorridoren mit relativ intaktem Wildwechselformal zu erhalten (VÖLK et al. 2001).

In den einzelnen Rotwildgebieten bzw. vor allem außerhalb der festen Vorkommen in potentiellen Verbundbereichen wurden im Laufe der Bearbeitung rund 150 Personen befragt. Die Befragungen erfolgten nach keinem einheitlichen Muster und ausschließlich persönlich, um eine direkte Verortung und Nachvollziehbarkeit von Beobachtungen zu ermöglichen. Interviewt wurden in erster Linie örtliche Jäger, Forstbeamte und Revierinhaber. Die Befragten lieferten insgesamt ca. 300 Datensätze, von denen sich etwas mehr als die Hälfte konkret auf das Auftreten von Rotwild außerhalb der festen Lebensräume beziehen.

Abgefragt wurden:

- Verbreitung: Schwerpunkte, Verteilung, Vorkommen außerhalb des dauerhaften Lebensraumes, Entwicklungstendenzen,
- lokale Wanderungen und Bewegungen innerhalb des Verbreitungsgebietes,
- bekannte Fernwechsel und Einzelbeobachtungen,
- Konflikte mit bestehender Infrastruktur,

Weiterhin wurden recherchiert:

- Erlegungen außerhalb der Hegegemeinschaften,
- Erlegungen von eindeutig identifizierten Hirschen aus anderen Vorkommen,
- Beantragungen von Rotwildabschuss bei der Jagdbehörde außerhalb der Hegegemeinschaften,
- Verkehrsunfälle mit Rotwild.

Die in Bezug auf Verbreitung und Migration des Rotwildes relevanten Ergebnisse wurden zusammengetragen und mit der Lebensraumverbundanalyse abgeglichen. Aufgrund der nicht selten vorliegenden räumlichen Unschärfe (teils nur auf Revierebene),

zeitlichen Varianz und sachlichen Vielfalt der Informationen lassen sich diese nicht sinnvoll darstellen. Die Ergebnisse ergeben jedoch ein fundiertes Gesamtbild und liefern zahlreiche hier verarbeitete Hinweise.

3.5 Analyse der Landschaftszerschneidung

Zur Referenzierung des für Schleswig-Holstein entwickelten Modells und der hieraus abgeleiteten Empfehlungen wurden im Rahmen einer Masterarbeit am Büsgen-Institut der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen (RITTER 2008) die qualitativen Bewertungsmerkmale eines Lebensraumes regionalisiert und quantifiziert.

Zur quantitativen Bewertung der Landschaftszerschneidung wurde eine Vielzahl von Indices entwickelt. Aus dieser Vielzahl wurden die effektive Maschenweite und der Zerschneidungsgrad als quantitative Maße ausgewählt. Beide Indices sind von JAEGER (2000, 2002) entwickelt worden und gehen von derselben Grundüberlegung aus, dass die nutzbare Fläche sich als Verteilung (Φ) von Einzelflächen (F_i) darstellen lässt, die Teil der gesamten Landschaft (F_g) sind. Der Zerschneidungsgrad (D) ist definiert als Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig verteilte Punkte **nicht** in derselben Teilfläche liegen. Die effektive Maschenweite ist definiert als die Größe einer Einzelfläche aus der Konfiguration von gleich großen Flächen, in die das Gebiet zu zerteilen wäre, so dass der gleiche Zerschneidungsgrad wie in (Φ) entsteht.

Die Vorteile dieser Indices liegen in ihrer Vergleichbarkeit und der Einsatzmöglichkeit auf großen Flächen. Zur tatsächlichen Durchlässigkeit der Landschaft geben sie keine Hinweise, so dass eine Regionalisierung der Indices sinnvoll ist. Hierzu wurde von RITTER (2008) ein Moving-Window Verfahren entwickelt, das es ermöglicht, die Zerschneidung der Landschaft auch kleinräumiger zu quantifizieren, wobei jedoch die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Realität durch die Vereinfachung von realen Landschaftsattributen zu einem abstrakten Wert bestimmt wird.

Die Idee des Moving-Window Ansatzes ist, ein Fenster definierter Größe in gleichmäßigen Schritten über eine Karte zu bewegen und bei jedem dieser Schritte eine Auswertung vorzunehmen. Aus der Summe der Einzelbeobachtungen innerhalb des Fensters kann eine regionalisierte Betrachtung der gesamten Landschaft erfolgen. Aus dem Verhältnis von Fenstergröße und Schrittweite ergeben sich Überlappungen, die eine Interpolation der Ergebnisse ermöglichen. Damit eine verfahrensbedingte Überschätzung der Zerschneidung in den Randbereichen des Untersuchungsgebietes vermieden wird, blieb ein Randstreifen von der Breite des Moving-Window unberücksichtigt. Somit lagen alle Fenster vollständig innerhalb des Untersuchungsgebietes. Zur Berechnung der Indices ist es notwendig, den Untersuchungsraum in die Kategorien nutzbar und nicht nutzbar (zerschneidend) zu unterteilen, wobei verfahrensbedingt eine Berücksichtigung der unterschiedlichen Barrierestärken der einzelnen Elemente nicht erfolgen kann. Die Landnutzungskarte (vgl. Kapitel Lebensraumverbundmodell) wurde entsprechend modifiziert. Als nicht nutzbar wurden alle Siedlungsflächen einschließlich ihrer Einflusszonen sowie alle Wasserflächen gewertet. Zu dieser Kategorie gehören noch alle Autobahnen, Bundesstraßen und Landstraßen.

Die in der Masterarbeit verwendete Landnutzungskarte weicht bedingt durch den Bearbeitungszeitpunkt unwesentlich von der in diesem Endbericht dargestellten Karte ab, ohne die Ergebnisse zu beeinflussen.

Der Wert des Zerschneidungsgrades hat eine mögliche Spannweite von 0 (völlig unzerschnitten) bis 1 (nicht nutzbar). Das Untersuchungsgebiet weist die gesamte Spannweite auf. 10136 Fensterausschnitte wurden berechnet. Diese wiesen im Mittel einen Zerschneidungsgrad von 0,58 bei einem Median von 0,61 auf. Die Verteilung ist leicht rechtssteil und unterscheidet sich signifikant von der Normalverteilung. Der Schwerpunkt der Verteilung liegt zwischen 0,5 und 0,8 (RITTER 2008).



Abgesehen von den Extremwerten belegt der Zerschneidungswert weder die tatsächliche Durchlässigkeit noch eine totale Barriere für den Rothirsch. Somit lässt sich auch kein absoluter Schwellenwert für die Durchlässigkeit festlegen. Im Rahmen einer Variantenstudie hat RITTER (2008) den Grenzwert bei $D < 0,7$ als den plausibelsten Wert identifiziert.

Aus der Annahme heraus, dass die Migration von Rotwild mit zunehmenden Zerschneidungsgrad erschwert wird, lässt sich der Zerschneidungsgrad als Raumwiderstandswert interpretieren. Auf dieser Basis wurden Least-Cost-Path-Analysen mit Startpunkten in jedem Rotwildvorkommen durchgeführt. Entlang potentieller Migrationsrouten ($D < 0,7$) wurden die Widerstandswerte der aneinandergrenzenden Pixel (Größe 100x100m) zu jedem erreichbaren Punkt, ausgehend von den jeweiligen Startpunkten aufsummiert. Je höher der Wert, desto größer der Widerstand und desto geringer die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Ausbreitung des Rotwildes (Ritter 2008).

Der gewählte monokausale Ansatz ist stark abstrahierend, da lediglich die Restriktionen, d.h. der Grad der Landschaftszerschneidung den Widerstandswert bestimmt. Die Habitatqualität und somit ihre (ggf. kompensatorische) Wirkung auf die Landschaftszerschneidung werden nicht berücksichtigt. Das Verfahren selbst bietet durchaus Chancen zur großräumigen Bewertung der regionalen Durchlässigkeit von Landschaften, vorrangig als Entscheidungshilfe zur Eingrenzung des Handlungsbedarfs. Die Bewertung der tatsächlichen Durchlässigkeit und Eignung eines Gebietes kann jedoch nur auf Basis einer umfassenden Lebensraumverbundanalyse erfolgen.

Eine Integration der Habitatqualität und Verrechnung mit dem regionalisierten Zerschneidungsgrad wäre sinnvoll und würde zu einer gesteigerten Realitätsnähe des Modells führen. RITTER (2008) entwickelte hierzu beispielhaft einen Ansatz, der jedoch eine verlässliche empirische Grundlage zur Quantifizierung der Habitatqualität erfordert und somit erst auf Basis einer ausreichenden Zahl tierbezogener, telemetrischer Daten sinnvoll angewandt werden kann.

4 Lebensräume und Lebensraumverbund

Der Bezugsraum umfasst das in sich geschlossene behördliche Verbreitungsgebiet bis zum Nord-Ostsee-Kanal einschließlich des Vorkommens Elsdorf-Westermühlen und schließt somit sieben der acht Rotwildpopulationen ein. Die hier gewählte Abgrenzung der Lebensräume orientiert sich an den landschaftlichen Gegebenheiten und umfasst somit auch aktuell kaum von Rotwild besiedelte Bereiche.

Eine detaillierte Beschreibung der Hauptverbundachsen befindet sich im Anhang.

4.1 Segeberger Heide

Der Großlebensraum Segeberger Heide erstreckt sich zwischen der A 7 im Westen, ungefähr der A 21/B 404 im Osten, der B 430 zwischen Neumünster und Bornhöved im Norden und der ungefähren Linie Schmalfeld – Todesfelde – Mözen im Süden. Östlich der A 21 besteht zusätzlich ein kleiner Bestand bei Daldorf/Hamdorf.

4.1.1 Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen

Der Rotwildlebensraum der Segeberger Heide wird von drei größeren Waldflächen geprägt. Der Segeberger Forst umfasst knapp 6000 ha und ist damit einer der größten geschlossenen Waldbereiche Schleswig-Holsteins. Hinzu kommen im Nordwesten das Halloher Gehege mit rund 1200 ha und das Waldgebiet Trappenkamp mit rund 1800 ha. Der Lebensraum zeichnet sich insgesamt durch eine hohe Dichte an kleinen Waldflächen und Knicks aus. Das Gebiet der Segeberger Heide ist aufgrund der Größe und Verteilung vorhandener Habitattypen ein hochwertiger Rotwildlebensraum. Neben den großen geschlossenen Waldgebieten sind hier vor allem das Hasenmoor/Königsmoor, das NSG Barker Heide und die Osterau hervorzuheben.

Nach Angaben des Hochwildhegerings Segeberger Heide umfasst die Population derzeit einen Frühjahrsbestand von ca. 300 Stück, was dem Planziel der Hegegemeinschaft entspricht. Die Zahl basiert auf einer jährlichen Schätzung aus den Revieren. Ein erheblicher Teil des Gesamtvorkommens konzentriert sich in den Revieren Rodenbek und Eekholt entlang der Osterau.

Das Wild bevorzugt eindeutig bestimmte Bereiche nach Landschaftsstruktur, Nahrungsangebot, Jagdregime sowie Störung und wählt seine Haupteinstände entsprechend (z.B. Osterau, Königsmoor, Littloh, Waldgut Hartenholm). In diesen Schwerpunkten befinden sich auch die bevorzugten Brunftplätze. Zwischen den einzelnen Schwerpunktbereichen gibt es nach Beobachtungen örtlicher Jäger einen regelmäßigen Austausch, insbesondere zur Brunft. Beispielsweise ziehen aufgrund der hohen Kahlwildichte zahlreiche Hirsche zu dieser Zeit in den Bereich der Osterau. Östlich der A 21 sind in den letzten Jahren aufgrund größerer Aufforstungsflächen im Bereich Pettluis/Alt Erfrade neue und attraktive Einstandsbereiche entstanden, die vom Rotwild genutzt werden. Der kleine Bestand um Daldorf/Hamdorf ist heute mit einer Grünbrücke über die neue A 21 an das Zentrum des Lebensraumes angeschlossen.

Die drei großen Waldgebiete mit insgesamt ca. 9000 ha weisen überwiegend nur eine moderate Rotwildichte auf. Innerhalb des Segeberger Forstes existieren klare Haupteinstände. Das Halloher Gehege ist ein beliebter Feisthirscheinstand, das Waldgebiet Trappenkamp verfügt über einen eher geringen Rotwildbestand.

Die insgesamt theoretisch nutzbare Lebensraumfläche für Rotwild im Großraum Segeberger Heide täuscht leicht über das hohe Konfliktpotential eines Rotwildbestands durch limitierte Tragfähigkeit der großen Waldbereiche als zentralem Lebensraumbestandteil hinweg. Ein erheblicher Teil der staatlichen Waldfläche befindet sich in einer intensiven Phase des Waldumbaus. Will man die forstwirtschaftlichen Ziele nicht gefährden, kann hier nur ein begrenzter Rotwildbestand geduldet werden. Abgesehen von einer zukünftig zwangsläufigen Phase der Schälgefährdung heutiger Verjüngungsflächen kann die durch Waldumbau und die Kalamitäten der letzten Jahre erreichte Verbesserung der Nahrungsgrundlage in absehbarer Zeit die Schadenssituation in Bezug auf das Rotwild entspannen.

Die Konzentration des Rotwildes in einem Schwerpunktbereich, die Begrenzung von Austauschbeziehungen zu Nachbarpopulationen durch Verkehrsinfrastruktur und die Dominanz der großen Waldflächen im Rotwildlebensraum stellen hohe Anforderungen an das Management der Population. Neben der Lebensraumgröße und -qualität ist die Populationsgröße entscheidend für die langfristige Überlebensfähigkeit des Vorkommens. Hieraus resultieren die Notwendigkeit eines zielorientierten raumbezogenen Rotwildmanagements und insbesondere auch eines Erhalts von funktionstüchtigen Bewegungsachsen zwischen den Populationen.

4.1.2 Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund

Abgesehen von der B 206 (Bad Bramstedt – Segeberg) und B 205 (Neumünster – Bad Segeberg) ist das Zentrum des Lebensraumes weitgehend frei von größeren Infrastrukturen. Die B 206 stellt zwar eine Beeinträchtigung des südlichen Lebensraumes dar, wird jedoch vor allem durch den teilweise beidseitigen Waldanschluss regelmäßig von allen Schalenwildarten überwunden, wenn auch um den Preis hoher Wildunfallzahlen. Die B 205 beeinflusst die Erreichbarkeit des nordöstlichen Lebensraumes. Durch den Ausbau westlich von Rickling und die teilweise Zäunung hat die B 205 eine Trennwirkung, auch wenn sie in Teilbereichen (Waldgebiet Trappenkamp) noch überwunden werden kann. Konzepte zum Erhalt und zur Förderung der Durchlässigkeit beider Bundesstraßen fehlen bisher.

Der Gesamtlebensraum ist von Infrastruktur umschlossen. Im Westen wird der Lebensraum durch die teils gezäunte A 7 begrenzt, die einen Anschluss an andere Habitate weitgehend unterbindet. Alte Fernwechsel über die Autobahn liegen bei Brokenlande (Richtung Vorkommen Aukrug/Iloo), Bimöhlen (Aukrug/Hasselbusch) sowie entlang und nördlich der Schmalfelder Au (Hasselbusch). Wechsel über die Autobahn finden aktuell noch im ungezäunten Abschnitt bei Brokenlande statt. Den vereinzelt Querungen der Autobahn im ungezäunten nördlichen Abschnitt kommt daher hohe Bedeutung zu, da der Wildschutzzäun derzeit im südlichen Teil einen Individuenaustausch zwischen Segeberger Heide und Hasselbusch verhindert. Die Autobahn stellt daher eine gravierende Beeinträchtigung der drei angrenzenden Rotwildvorkommen dar. Die geplante Verbreiterung der A 7 und/oder eine Ausweitung der Verkehrsschutzsicherung würde auch vereinzelt Querungen unmöglich machen.

Im Norden wird der Lebensraum durch das Stadtgebiet Neumünster und ungefähr durch die ostwärts verlaufende B 430 begrenzt. Auch wenn nördlich dieser Grenze gelegentlich einzelne Tiere bestätigt werden können, behindern Infrastruktur, Siedlungsdichte und Landschaftsstruktur nördlich des Waldgebietes Trappenkamp Wanderungen in Richtung Norden. Ein Verbund zu anderen Rotwildvorkommen in Richtung Norden besteht nicht.

Im Osten bildet die A 21/B 404 eine Barriere. Trotz der zum Teil hohen Verkehrsfrequenz wurde die Bundesstraße in der Vergangenheit im ungezäunten und zweispurigen Zustand regelmäßig von Schalenwild überwunden, was zahlreiche Wildunfälle belegen. Mit dem Bau der A 21 wurde die Anbindung des östlichen Teilvorkommens an die Segeberger Heide über eine Grünbrücke bei Negerbötel gesichert. Das östliche Teilvorkommen ist so Ausgangs- und Anlaufpunkt für Migrationen in Richtung Osten und Süd-Osten, die im weiteren Verlauf durch eine Grünbrücke über die A 20 bei Geschen-dorf sichergestellt werden sollen.

Im Süden orientiert sich die Begrenzung des ständigen Lebensraumes derzeit an der Waldgrenze des Segeberger Forstes und anliegender kleinerer Waldflächen. In Zukunft wird die geplante A 20 den Lebensraum hier vollständig abschließen. In Richtung Süden ist derzeit ein Austausch zu dem Rotwildvorkommen im Duvenstedter Brook möglich, der vor dem Hintergrund einer einerseits geringen genetischen Diversität innerhalb, jedoch deutlicher genetischer Unterschiede zwischen den beiden Populationen besondere Bedeutung hat (vgl. Kap. 5). Austauschbeziehungen zu Nachbarpopulationen und die Erschließung neuer Lebensräume werden in Zukunft ausschließlich an die Verfügbarkeit und Nutzung von Wildquerungshilfen gebunden sein.

	Achse	Verlauf (Segeberger Heide →)	Maßnahme	Potential*	Konflikte
A 20	A	Holmer Moor – NSG Nienwohlder Moor – NSG Obere Alsterniederung – NSG Duvenstedter Brook	Grünbrücke	hoch	B 432 Engpass: Sülfeld / Borstel Siedlungsring: Kayhude/Bargfeld
A 20	B	Schmalfelder Wohld – Kisdorfer/Winsener Wohld – Gehege Endern – Alsterniederung – NSG Duvenstedter Brook	Talraumquerung Schmalfelder Au	eingeschränkt	Siedlungsstruktur
A 7	C	Hasenmoor/Klausberg/ Schmalfelder Au – Ohlau – Königsgehege/Grotmoor	Grünbrücke A 7, keine Querung der A 20	hoch bis Ohlau im weiteren Verlauf stark eingeschränkt	A 7 (Grünbrücke) Im weiteren Verlauf: B4, Bahn, Siedlungsstruktur
A 7	D	Halloher Gehege – Brokenlander Gehege – Stör/ Bünzener Au – Aukrug/Iloo	Grünbrücke oder ggf. Unterführung	hoch	Siedlungsstruktur westl. A 7, L 319, Rasthof Brokenl.
A 21	E	Kiebitzholmer Moor – Pettluis/Hamdorf	Grünbrücke 50m (realisiert)	hoch	B 205
A 20 A 1	F	Von E in Richtung Osten bzw. über Hainholz – Fohlenkoppel in Richtung Süden	Grünbrücke A20 (realisiert)	hoch bis Fohlenkoppel	A 20 (Grünbrücke) Siedlungsstruktur, A 1

Tab. 2: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Segeberger Heide (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen.

* für Wanderungen mobiler Säugetiere bei Realisierung der Maßnahmen und Sicherung der Landschaftsdurchlässigkeit

4.2 Hasselbusch

Der hier beschriebene Teillebensraum Hasselbusch erstreckt sich ungefähr zwischen der B 206 im Norden (Wrist – Bad Bramstedt), der A 7 im Osten, der L 75 (Barmstedt – Alveslohe) im Süden und der Bahnstrecke Hamburg – Neumünster bzw. der A 23 im Westen.

4.2.1 Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen

Den Kern des Rotwildlebensraumes bilden die Waldgebiete um Heidmoor (Hasselbusch, Lutzhorner Gehege, Königsgehege) und nördlich von Heede, wobei das Zentrum im Hasselbusch und Lutzhorner Gehege liegt.

Die südliche Grenze des Rotwildgebietes bildet die Krückau bzw. die L 75 zwischen Barmstedt und Alveslohe. Südlich hiervon kommt selten Rotwild vor, wie z.B. im Vielmoor, so dass der Bereich nicht mehr zum ständigen Lebensraum gerechnet werden kann. Weitere Wanderungen bis in das Himmelsmoor westlich von Quickborn sind trotz der grundsätzlichen Eignung dieser Bereiche nicht bekannt. Im Westen wird das Gebiet von der A 23 und der Schnellbahnstrecke Hamburg – Neumünster abgeschlossen. Westlich hiervon liegt das Breitenburger Moor, das im Hinblick auf seine Größe und Ungestörtheit durchaus von Rotwild besiedelt werden könnte. Zurzeit fehlen jedoch Deckungsstrukturen in ausreichender Größe, um ein dauerhaftes Vorkommen von Rotwild zu ermöglichen. Nördlich des Hasselbusch erstreckt sich zwischen Weddelbrook und Hingstheide offene und deckungsarme Agrarlandschaft, die zukünftig von der A 20 durchschnitten wird. Hier verläuft ein alter Fernwechsel bis in den Bereich Aukrug, der immer noch genutzt wird. In östlicher Richtung bildet die gezäunte A 7 eine feste Grenze, die einen Wechsel zum Nachbarvorkommen Segeberger Heide verhindert. Nordöstlich von Bad Bramstedt – auf westlicher Seite der A 7 – hat sich so vor einiger Zeit ein Trittsteinvorkommen mit einem Rotwildbestand von ca. 15 Stück gebildet (Osterau, Gayen).

Der gesamte Großlebensraum ist ein ausgesprochen hochwertiges Habitat für Rotwild. Die lockere Verteilung von Deckungsbereichen und die Verfügbarkeit von ruhigen Freiflächen kommen den (natürlichen) Habitatansprüchen des Rotwildes sehr entgegen und beinhalten erheblichen Spielraum für eine vorrangige Nutzung der Frei- und Sukzessionsflächen als konfliktarme Nahrungsbereiche.

Die Hegegemeinschaft geht zurzeit von einem Frühjahrsbestand von ca. 60 Stück aus. Sie umfasst nur 12 Reviere, wobei das Zentrum des Rotwildbestands von den Schleswig-Holsteinischen Landesforsten und der Flughafen Hamburg GmbH abgedeckt wird. Die geringe Anzahl der zu beteiligenden Reviere führt zu einer sehr sensiblen, aber zielorientierten und konsequenten Bewirtschaftung des Rotwildbestands. Die geringe Größe der weitgehend von Infrastruktur eingeschlossenen Population ist jedoch ein erhebliches Problem in genetischer, verhaltensbiologischer wie auch jagdpraktischer Hinsicht. Das Wild nutzt nur einen Teil seines verfügbaren Lebensraumes, so dass die Bestandsgröße die biologische Tragfähigkeit des Raumes sowie auch den unter forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten im *Gesamtlebensraum* vertretbaren Rotwildbestand bei weitem unterschreitet. Erst die schwerpunktmäßige Nutzung der wirtschaftlich relevanten Waldflächen führt zu der Notwendigkeit einer Begrenzung des Rotwildbestandes auf die derzeitige Höhe.

Die Biotopverhältnisse unterliegen zurzeit großräumig einigen Veränderungen. Im Hasselbusch ist durch die Altersentwicklung des Waldbestandes und den draus folgenden waldbaulichen Maßnahmen ein zunehmender Verlust an deckungsreichen Einständen festzustellen, der erst in Zukunft durch Verjüngung und Unterbau der Bestände kompensiert werden wird. Im Bereich südlich des Lutzhorner Geheges wurden dem gegenüber große Flächen aufgeforstet, so dass hier neue Einstände entstanden sind. Waldumbau, Neuaufforstung, Nutzungsänderung (Grotmoor) und Aufforstung aufgrund von Kalamitätsereignissen führen daher insgesamt zu einer positiven Entwicklung des Lebensraumes, die mittelfristig positive Auswirkung auf seine Tragfähigkeit haben wird.



Der Gesamtlebensraum gliedert sich in einzelne Schwerpunkträume mit unterschiedlicher Ausstattung und Erreichbarkeit.

Die westlichen Teilflächen (Kl. Offenseth-Bokelsesser Moor/Königskoppel) des Lebensraumes sind nur über große Offenlandbereiche und unter Umgehung der stark zersiedelten Region um Lutzhorn zu erreichen. Rotwild wurde dort trotz attraktiver Rahmenbedingungen seit 2006 nicht mehr beobachtet. Aufgrund seiner Ausstattung und der regelmäßigen Nutzung in der Vergangenheit muss der Bereich jedoch als potentieller Lebensraum gewertet werden.

Der Standortübungsplatz Kaltenkirchen wird vom Rotwild nur gelegentlich genutzt und ist seit Mitte des letzten Jahrhunderts kein festes Einstandsgebiet. Das Erreichen der militärisch genutzten Fläche setzt eine Querung der B 4 voraus. Erst vor wenigen Jahren wurde dort der erste Hirsch seit 1948 erlegt. Die Waldflächen des Standortübungsplatzes unterliegen aufgrund zahlreicher Schadereignisse zurzeit einer starken Dynamik und schließen einen hohen Teil an Verjüngungsflächen ein. Die militärischen Aktivitäten haben in den letzten Jahren deutlich abgenommen, so dass der Bereich relativ störungsarm ist und somit eine hohe Attraktivität aufweist.

Ein weiterer wichtiger Teil des Rotwildlebensraumes ist das Grotmoor östlich von Heidmoor, das direkt an die Einstandsbereiche des Königsgeheges/Lutzhorner Geheges angrenzt. Die systematische Bewirtschaftung des ungefähr 300 ha Grünland und 280 ha Sukzession umfassenden Bereiches durch extensive Viehhaltung wurde im Laufe der letzten Jahre aufgegeben. Die Grünlandflächen werden einmal im Jahr gepflegt, so dass der Bereich ausgesprochen attraktiv und störungsarm ist, ohne dass er bisher entsprechend vom Rotwild genutzt würde.

Der eingeschränkten Besiedlung an sich attraktiver Einstandsbereiche steht eine regelmäßige Nutzung der offenen Agrarlandschaft im Rahmen von Exkursionen gegenüber. Insbesondere westlich und nördlich des Hasselbusch zieht das Kahlwild im Rudelverband aus dem Hasselbusch bis weit in das Offenland hinaus und verbleibt dort zum Teil über mehrere Tage oder Wochen. Derartige Bewegungen können seit zwei bis drei Jahren vor allem in dem Bereich Vossbarg beobachtet werden. Kahlwild zieht aus dem Hasselbusch über das Hingstheider Moor bis direkt an die Eisenbahnstrecke Hamburg – Neumünster heran (Distanz ca. 2,5 - 3 km). Zuletzt verbrachte ein rund 20-köpfiges Rudel im Herbst 2007 mehrere Wochen im Bereich Vossbarg auf den abgeernteten Feldern. Aus dem Jahr 2001 ist die weite Wanderung eines Kahlwildrudels in Richtung Norden dokumentiert. Anfang Januar wanderte ein Rudel von ca. 20 Stück aus dem Hasselbusch durch die überwiegend offene Agrarlandschaft (Verbundachse G, vgl. Tab. 3) bis in den Bereich Fitzbek zwischen Sarhusen und Rade im benachbarten Rotwildvorkommen Aukrug/Schierenwald (ca. 14 km). Mitte April kehrte das Rudel auf dem gleichen Wege in den Hasselbusch zurück. Das Kahlwild wählt somit als dauerhaften Einstandsbereich bevorzugt die Waldgebiete, nutzt dabei sehr wohl die fast deckungslose Agrarlandschaft, meidet aber dagegen weitgehend die angrenzenden attraktiven Einstandsgebiete. Derzeit reagiert das Kahlwild auf das verringerte Deckungsangebot im Hasselbusch vermehrt durch Ausweichen in das Königsgehege und die angrenzenden (schadensanfälligen) Neuaufforstungen. Ein Ausweichen in die südlichen attraktiven und deckungsreichen Flächen ist dagegen (noch) nicht zu beobachten.

Es zeigt sich eine deutliche Trennung der Einstandsbereiche von weiblichem und männlichem Wild. Frequenziert das weibliche Wild eher den nördlichen Teil des Lebensraumes, so liegt der Schwerpunkt bei den Hirschen eher im Süden. Das Kahlwild steht vorrangig im Hasselbusch, dem Lutzhorner Gehege und dem Königsgehege ein. Die Hirsche hingegen wählen ihre Einstände bevorzugt weiter im Süden zwischen Langeln und Lutzhorner Gehege, treten vereinzelt im Bereich des Grotmoors oder sogar im Bereich Brunsbarg nördlich von Alveslohe auf.

Die relativ enge Verbindung des Kahlwildes zu seinen Einständen und auch die eher ungewöhnlichen Exkursionen in die Agrarlandschaft entsprechen der tradierten Art der

Raumnutzung des weiblichen Rotwildes. Vor dem Hintergrund der geringen Bestandsgröße besetzt der weibliche Nachwuchs i.d.R. die Streifgebiete der Muttertiere. Die Kälber werden in der Phase der Lebensraumschließung von der Mutter hier in relativ festen Rudelformationen mit einem vergleichsweise engen Verwandtschaftsgrad geführt, die über eine hohe Stetigkeit und wenig Bewegung in der sozialen Rangordnung verfügen (mit Ausnahme der durch die jagdlichen Entnahme bedingten). Raumnutzungsmuster der älteren Tiere werden so sehr effektiv an einen Großteil des Nachwuchses weitergegeben.

4.2.2 Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund

Innerhalb des Lebensraumes beeinträchtigen im Wesentlichen nur die B 4 (→ Standortübungsplatz Kaltenkirchen) und die Siedlungsstruktur um Luthorn (Königskoppel und Kl. Offenseth-Bokelsesser Moor) eine großräumige Ausnutzung des verfügbaren Lebensraumes.

Der Gesamtlebensraum wird jedoch insgesamt von Infrastrukturlinien umschlossen (s.o.). In südlicher und westlicher Richtung besteht kein Anschluss an benachbarte Rotwildlebensräume. Die A 7 im Osten und die geplante A 20 im Norden unterbrechen jedoch zwei Verbundachsen, deren Frequentierung noch aus den letzten Jahren belegt werden kann. Der Verlauf der geplanten A 20 schneidet das Waldgebiet Hasselbusch im Bereich des Kuhmoores, trennt so zwar nur wenig Einstandsfläche, jedoch große und ruhige Grün- und Ackerflächen in der angrenzenden Landschaft ab, die das Rotwild regelmäßig zur Nahrungsaufnahme nutzt.

Hier verläuft östlich und westlich von Föhörden-Barl eine noch intakte Verbundachse über die B 206 in den Schierenwald. Darüber hinaus erstreckt sich ein alter Fernwechsel in westlicher Richtung um das Stadtgebiet Kellinghusen herum durch die Bramau und Störniederung, der aber trotz vereinzelter Belege in jüngerer Zeit aufgrund der Siedlungsstruktur als nicht mehr funktionstüchtig eingestuft werden muss. Die Durchlässigkeit der A 20 soll durch eine rotwildtaugliche Grünbrücke gesichert werden.

Im Osten des Lebensraumes zerschneidet die A 7 einen alten Fernwechsel zwischen Hasselbusch und Segeberger Heide südöstlich von Bad Bramstedt (Achse C, vgl. Anhang). Von beiden Seiten wechselt Rotwild bis an die gezäunte Autobahn, die hier über einen beidseitigen Waldanschluss verfügt und somit im ungezäunten Zustand von Rotwild zumindest gelegentlich gequert werden würde. Ein Erhalt des Lebensraumverbundes im Zuge der Planungen zur A 20 würde eine Querung beider Autobahnen erfordern. Der Verlauf der geplanten Trasse und die umgebende Siedlungsstruktur verhindern aber ein Bauwerk an der A 20. Eine Querung der A7 bleibt so allein aufgrund des hohen Isolationsgrades des entstehenden Landschaftsfragmentes zwischen A 20 und A 7 notwendig.



Abb. 7: Waldgebiet an der A 7/B 206 bei Bad Bramstedt als geeigneter Grünbrückenstandort zum Erhalt der Landschaftsdurchlässigkeit im Rahmen der Planungen zur A 20 und A 7. (Foto: Horst Reinecke)

Erweiterungspotential für den Rotwildlebensraum Hasselbusch besteht potentiell in Richtung Westen zum Breitenburger Moor. Bisher ist der Lebensraum für den dauerhaften Aufenthalt von Rotwild durch fehlende Deckungsstrukturen ungeeignet. Bei entsprechender Entwicklung des Lebensraumes wäre eine Besiedlung jedoch durchaus möglich. Die Schnellbahnstrecke stellt hinsichtlich ihrer Beschaffenheit keine absolute Barriere dar. Trotz einiger Beobachtungen von Rotwild direkt östlich der Trassen wurde eine Querung in diesem Bereich bisher nicht beobachtet (anders als im weiteren Verlauf in Richtung Norden).

	Achse	Verlauf (Hasselbusch →)	Maßnahme	Potential*	Konflikte
A 7	C	Königsgehege/Grotmoor → Ohlau → Schmalfelder Au/ Klausberg → Hasenmoor	Grünbrücke A 7, keine Querung der A 20	stark eingeschr. bis Ohlau im weit. Verlauf hoch	B4, Bahnlinie, Siedlungsstruktur, A 7 (Grünbrücke)
A 20	G	Hasselbusch → Föhörden-Barl → Störkathen/Fitzbek	Grünbrücke	hoch - eingeschränkt	Siedlungsstruktur B 206 Bahnlinie

* für Wanderungen mobiler Säugetiere bei Realisierung der Maßnahmen und Sicherung der Landschaftsdurchlässigkeit

Tab. 3: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Hasselbusch (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen.

4.3 Aukrug / Schierenwald / Barlohe / Iloo

4.3.1 Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen

Der Großlebensraum umfasst mit gut 1000 km² grob die Fläche zwischen A 7 – B 206 – Nord-Ostseekanal – A 23, wobei größere Teile des Gebietes dem Rotwild nicht mehr zur Verfügung stehen oder nicht genutzt werden. Die Rotwildpopulation gliedert sich grob in drei Schwerpunktbereiche: Schierenwald/Aukrug, Barlohe (Holldorfer, Luhnstedter, Gr. Haaler Gehege) und Iloo. Sie werden von drei Rotwildhegegemeinschaften abgedeckt. Die Gesamtpopulation umfasst im Anhalt an die Angaben der Hegegemeinschaften rund 350 Stück (Aukrug/Schierenwald ca. 110 Stück, Barlohe ca. 200 Stück, Iloo ca. 20-30 Stück). Der Gesamtbestand wurde in den 80er und 90er Jahren deutlich reduziert.

Zwischen den großräumigen Schwerpunktbereichen bestehen intensive Austauschbeziehungen, der Gesamtlebensraum ist jedoch durch Infrastruktur vollständig abgeschlossen. Zu den benachbarten Vorkommen Segeberger Heide, Hasselbusch und Elsdorf besteht noch jeweils ein Verbindungskorridor.



Abb. 8: Die Höllenu am westlichen Rand des Waldgebietes der Iloo. Der hohe Strukturreichtum erlaubt eine umfassende Nutzung durch Rotwild zur Nachtzeit (vgl. Abb. 6).

Der Gesamttraum verfügt nur über einige größere geschlossene Waldflächen (z.B. Schierenwald ca. 1000 ha, Aukrug/Hennstedter Holz ca. 1400 ha, Gr. Haaler Gehege ca. 700 ha), die jedoch jeweils ein Teil deckungsreicher Lebensraumkomplexe sind. Die Rotwildverbreitung wird daher großräumig von der variierenden Habitatqualität, der Siedlungsstruktur sowie vor allem auch der lokalen Störungsintensität bestimmt und

unterliegt so einer vergleichsweise starken Dynamik. Einige Teilbereiche werden trotz ihrer grundsätzlichen Eignung nur selten von Rotwild aufgesucht. Auch innerhalb der drei genannten Schwerpunkträume existieren Haupteinstände, deren Nutzung saisonal variieren kann. Auch zeigt sich regional eine deutlich geschlechtsspezifische Wahl der saisonalen Einstände. Konzentriert sich das Kahlwild vorrangig auf die größeren geschlossenen Waldbereiche, so können die Feisthirscheinstände durchaus in der deckungsreichen Agrarlandschaft mit kleinen oder kleinsten Waldflächen als Tagesruheplätze liegen.

Die natürliche Bildung lokaler Schwerpunkte erfordert unter forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten eine Begrenzung des regionalen Bestands. Die theoretische Tragfähigkeit des Gesamtlebensraumes in Bezug auf bisher kaum oder wenig genutzte Teilräume scheint jedoch ähnlich wie im Vorkommen Hasselbusch nicht erschöpft zu sein.

4.3.2 Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund

Der beschriebene Großraum bildet den südlichsten Anschlusslebensraum für Rotwild auf der Cimbrischen Halbinsel. Die drei noch existierenden Verbindungen zu den Nachbarpopulationen haben daher eine herausragende Bedeutung für den überregionalen Nord-Süd-Lebensraumverbund, nicht nur für den Rothirsch. Durch die überwiegend von infrastrukturellen Restriktionen vorgegebene Lage der Verbundachsen und ihren vergleichsweise hohen Strukturreichtum spielen sie eine entscheidende Rolle im artübergreifenden Biotopverbund.

	Achse	Verlauf	Maßnahme	Potential*	Konflikte
A 7	D	Aukrug/Iloo → Stör/Bünzener Au → Brokenlander Gehege → Halloher Gehege	Grünbrücke oder ggf. Unterführung	hoch	Siedlungsstruktur westl. A 7, L 319, Rasthof Brokenl.
A 20	G	Hasselbusch → Föhrden-Barl → Störkathen/Fitzbek	Grünbrücke	hoch - eingeschränkt	Siedlungsstruktur B 206, Bahnlinie
NO-Kanal	N-S	Gr. Haaler Gehege/Kattsheide → Schachtholm → Gehege Osterhamm	Ein- und Ausstiege	hoch	Offenlandschaft, Schiffsfrequenz, Uferbefestigung

* für Wanderungen mobiler Säugetiere bei Realisierung der Maßnahmen und Sicherung der Landschaftsdurchlässigkeit

Tab. 4: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Aukrug/Schierenwald/Barlohe/Iloo (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen.

Innerhalb des Gesamtvorkommens bestimmt die Lage, Größe, aber insbesondere die Ausformung der Siedlungen die Durchlässigkeit des Raumes für Schalenwild. Es existieren so großräumige Zirkulationsbeziehungen zwischen den Schwerpunkträumen wie auch zwischen den regionalen Einstandsgebieten. Verschiedene Erlegungen belegen weite Wanderungen von Hirschen, insbesondere vor der Brunft. Ein markanter alter Hirsch wurde im Bereich Springhoe/Schierenwald im Juli 2007 gefilmt und kurze Zeit später in rund 15 km (Luftlinie) Entfernung im Raum Mörel erlegt. Neben intensiven Wechselbeziehungen zwischen dem Raum Schierenwald und den zentralen Einstandsgebieten im Bereich Barlohe sind vor allem auch Wechsel aus dem Waldgebiet der Iloo in die Bereiche Aukrug/Schierenwald oder auch Barlohe bekannt.

Die saisonale Mobilität der Hirsche im Großraum wird durch erste Ergebnisse eigener telemetrischer Untersuchungen bestätigt. Im Rahmen des Projektes „Sicherung genetischer Diversität beim Rothirsch“ wurden mit Beginn des Vorhabens im März 2008 jeweils ein Hirsch in Springhoe/Schierenwald und ein Hirsch im Bereich der Iloo mit GPS/GSM-Telemetriesendern markiert. Beide Hirsche unternahmen bis zum Herbst 2008 (trotz einer völlig unterschiedlichen Art der Raumnutzung) weiträumige Einstandswechsel und nächtliche Wanderungen von bis zu 4 – 6 km Länge durch die Agrarlandschaft. Demgegenüber nutzte der Iloo-Hirsch lange Phasen zum Teil kleinste (ruhige) Feldgehölze als Tageseinstand bzw. verbrachte der Springhoe-Hirsch die überwiegende Zeit in einer Waldfläche von 30-40 ha und der angrenzenden Agrarlandschaft.

Neben dem Verbundkorridor zum Vorkommen Hasselbusch (-> A 20, Achse G) besteht eine Verbindung zur Rotwildpopulation der Segeberger Heide (Achse D). Sie verläuft aus Richtung Osten vom Waldgebiet der Halloh über die A 7 bei Brokenlande bis in die Bereiche Aukrug oder Iloo und hat so westlich der A 7 einen großräumigen und nur schwach zerschnittenen Anschluss an den Rotwildlebensraum. Dieser Korridor ist aufgrund der großräumigen Siedlungsstruktur die letzte aussichtsreiche Verbindung für einen Nord-Süd-Lebensraumverbund mobiler, deckungsgebundener, bodenlebender Arten über die Kimbrische Halbinsel entlang der Achse der A 7 und ist daher von herausragender Bedeutung.

Aus westlicher Richtung ergeben sich in Bezug auf die A 7 drei weitere Querungsbe- reiche, die auch durch einzelne Unfälle mit Rotwild bestätigt werden: bei Wittenkamp, Klein Vollstedt/Warder und Dätgen. Östlich der Autobahn besteht jedoch weder ein Verbund zu anderen Rotwildvorkommen noch eignet sich der stark zerschnittene und zersiedelte Lebensraum für ein dauerhaftes Vorkommen von Rotwild. Aus der Region Westensee existieren im Gegensatz zum Raum Bordesholm südlich der A 215 keine aktuellen Nachweise von Rotwild. Aus Sicht des artübergreifenden Lebensraumver- bundes dagegen erscheint eine Wiederherstellung der Landschaftsdurchlässigkeit an der A 7 zwischen Autobahndreieck Bordesholm und Autobahnkreuz Rendsburg durch Querungshilfen aufgrund der vollständigen Isolation des östlichen Lebensraumes sinn- voll und erforderlich.

Der Großlebensraum Aukrug/Schierenwald/Barlohe/Iloo wird auf nördlicher Seite vom Nord-Ostseekanal abgeschlossen. Die stark befahrene Schifffahrtsstraße hat durch ihre Breite eine artspezifische Barrierewirkung, kann aber von Schalenwild in Teilbereichen gequert werden. Über die Intensität der Querung gibt es kaum gesicherte Erkennt- nisse. Die Population Elsdorf ist aus zugewanderten Tieren entstanden, die (in Zeiten höherer Wilddichte) aus dem Vorkommen Barlohe bei Schachtholm über den Kanal gelangt sind. Im Bereich Tackesdorf-Nord wurde im Jahr 2000 auf nördlicher Seite ein älterer Hirsch erlegt, der (sehr wahrscheinlich) über den Kanal gekommen ist. In Bezug auf das Schwarzwild ist das Vordringen der Art in die Landesfläche nördlich der Wasser- straße ein deutliches Indiz für regelmäßige Querungen. Dennoch wurde in der Vergan- genheit mehrfach verendetes Schwarzwild im Kanal gefunden.

Aus Landschaftsstruktur und Expertenbefragung ergeben sich vier potentielle Que- rungspunkte, die zum Teil nach Beobachtungen örtlicher Jäger alte Fernwechsel darstellen. Heute gibt die Landschaftsstruktur, insbesondere die Siedlungsdichte die möglichen Passagen vor. Auch wenn die landwirtschaftliche Flächennutzung im Sommer die Durchlässigkeit der Landschaft für Schalenwild temporär steigern kann, verbleibt nur der Bereich um Schachtholm als grundsätzlich hochwertige Verbundachse und der Bereich Tackesdorf als entwicklungsfähiger Verbundkorridor (trotz des weiter auf nördlicher Seite hohen Zersiedlungsgrades der Landschaft).

Lage	Beschreibung	Konflikte
nördlich und südlich von Bornholt	Alter bekannter Fernwechsel über Bondenschiffen nach Dithmarschen mit gutem direkten Lebensraumanschluss	Durch A 23 und Siedlungsstruktur nur noch von lokaler Bedeutung. Großräumiger Anschluss an den dauerhaft genutzten Rotwild-lebensraum fehlt weitgehend.
Fischerhütte - Oldenbüttel	ca. 4,5 km Breite, teils mit beidseitig schmalem Deckungsstreifen am Kanal	Großräumiger Anschluss an den dauerhaft genutzten Rotwild-lebensraum eingeschränkt vorhanden
Tackesdorf/ Haaler Au östlich von Oldenbüttel	Auf Südseite großräumiger Anschluss an Gr. Haaler Gehege, Reitmoor/Spülfeld als Trittsteine grenzen südlich direkt an den Kanal	Starke Zersiedlung der Landschaft im weiteren Verlauf auf der Nordseite
Schachtholm/ Meckelmoor	Alter Fernwechsel mit direktem Einstand auf Südseite im NSG um den Flughafen, Deckungsflächen beidseitig des Kanals	Großer Offenlandbereich/Eiderniederung zwischen Kanal und Gehege Osterhamm auf Nordseite

Tab. 5: Potentielle Querungsmöglichkeiten des Nord-Ostsee-Kanals für Schalenwild zwischen Rendsburg und A 23.

4.4 Elsdorf - Westermühlen

4.4.1 Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen

Das Rotwildvorkommen Elsdorf-Westermühlen nördlicher Seite des Nord-Ostsee- Kanals bildet den nördlichsten Ausläufer des geschlossenen behördlichen Verbreitungs- gebietes. Zwischen diesem Vorkommen und den nächsten festen Einstandsgebieten in der deutsch-dänischen Grenzregion bei Jardelung/Frøslev erstrecken sich ca. 50 km weitgehend offene und waldarme Landschaften. Die Population umfasst nach Angaben der Rotwildhegegemeinschaft Elsdorf einen Frühjahrsbestand von rund 50 Stück. Sie stammt sehr wahrscheinlich aus dem Bereich Barlohe südlich des Kanals und ist seit den 70er Jahren (ca. 12 Stück) auf die heutige Größe angewachsen. Schwerpunkt des Vorkommens ist das ca. 650 ha große Gehege Osterhamm mit den umliegenden kleinen Waldflächen, in dem vor allem das Kahlwild seinen Haupteinstand hat. Hirsche dagegen nutzen zur Feistzeit das Gehege Mittelhamm oder ziehen bis in die Gehege Te- tenhusen oder Kropp. In den Sommermonaten hält sich das Wild vorwiegend in großen Maisschlägen auf, in denen zum Teil auch die Brunft stattfindet.

Ist das Gehege Osterhamm auch weitgehend von einem dichten Knicknetz umgeben, das ebenso wie der Maisanbau eine verstärkte Nutzung der umgebenden Agrarflächen begünstigt, so ist gerade im Winter der verfügbare Lebensraum klein. Das Gehege Os- terhamm wird vergleichsweise stark von Erholungssuchenden genutzt, so dass sich die Hauptaktivität der Tiere in die Nachtstunden verlagert. Im Hinblick auf das Schadenspo- tential des Rotwildbestands in der Forstwirtschaft gibt es somit positive (Nutzbarkeit der Agrarlandschaft) wie auch negative (kleine Waldfläche, Störung) Einflussfaktoren. Angesichts der geringen dauerhaft verfügbaren Einstandsfläche im Wald ist daher der- zeit eine entsprechende Begrenzung der Bestandshöhe erforderlich.

4.4.2 Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund

Eine Ursache für die Konzentration des Bestands auf das Gehege Osterhamm ist die starke Fragmentierung des eigentlichen Lebensraumes. Auf relativ kleinem Raum durchziehen drei Bundesstraßen das Gebiet. Der nördlich der B 202 gelegene große Militärflugplatz ist eingezäunt und bildet zusammen mit der Ortslagen Hohn entlang der Bundesstraße einen Ost-West-Riegel von ca. 4 km Länge. Aus dem Gehege Osterhamm in den nördlichen Teil des Lebensraumes kann das Wild nur östlich durch einen schmalen Korridor zur Ortslage Fockbek oder in westlicher Richtung durch Umgehung der Stadt Hohn durch die Moorniederung des Hohner Sees gelangen. Entsprechend gering ist das Vorkommen von Rotwild nördlich des Gebietes in den Gehegen Tetenhusen oder Kropp.

Der Rotwildlebensraum mit seinen gemessen an der Landschaftsausstattung nördlich des Kanals vergleichsweise großen dauerhaften Einstandsbereichen bildet auch aufgrund seiner Lage zu den beiden möglichen Kanalquerungen bei Schachtholm und Tackesdorf den zentralen Ausgangs- und Anlaufpunkt für einen Nord-Süd-Lebensraumverbund der Rotwildvorkommen in Deutschland und auf dem dänischen Festland (vgl. Kap. 4.7). In welchem Umfang ein solch großräumiger Austausch stattfindet, ist derzeit unbekannt und Gegenstand der laufenden Arbeiten. Vor dem Hintergrund der genetischen Situation in den schleswig-holsteinischen Zentralvorkommen (vgl. Kap. 5) sind in diesem Rahmen der genetische Zustand der deutsch-dänischen Grenzpopulation und die landschaftsstrukturellen Rahmenbedingungen für Rotwildmigrationen zu klären. Ein genetischer Austausch zwischen den schleswig-holsteinischen Zentralvorkommen und der Grenzpopulation wäre im Fall signifikanter Unterschiede von hoher Bedeutung für den Erhalt anpassungsfähiger Rotwildvorkommen in Schleswig-Holstein.

4.5 Lauenburg / Hahnheide

4.5.1 Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen

Die in Ost-West-Richtung verlaufende A 24 gliedert das Rotwildvorkommen in den Landkreisen Herzogtum-Lauenburg und Stormarn in zwei voneinander getrennte Populationen. Die Autobahn ist weitgehend undurchlässig für Schalenwild. Die Nord- und die Südpopulation werden jeweils wiederum durch den Elbe-Lübeck-Kanal (geografisch) in zwei Subpopulationen unterteilt. Die Landschaft bietet aufgrund ihrer abwechslungsreichen Biotopstrukturen in weiten Teilen einen Rotwildlebensraum von hoher Qualität und verfügt so nach Angaben der Hegegemeinschaften (s.u.) insgesamt über einen geschätzten Rotwildbestand von ca. 850 Stück, wobei der Schwerpunkt östlich des Kanals liegt. Das Gesamtvorkommen war bis zur Öffnung der ehemaligen DDR durch Autobahnen und Grenzanlagen vollständig isoliert. Heute geht der östliche Teil des Verbreitungsgebietes (im Norden und Süden) direkt in das Rotwildvorkommen Mecklenburg-Vorpommerns über.

Rotwildring	Lage	Gesch. Bestand	
West	Westlich des Elbe-Lübeck-Kanals, nördlich der A 24	ca. 120 Stk.	Mosaikartige Verteilung des Rotwildbestands, Konzentration auf die größeren Deckungsflächen mit klaren (räumlich getrennten) Schwerpunktbereichen (größte Waldfläche ca. 1200 ha), Waldbesitz: überwiegend Kreisforst Lauenburg, Stadforst Lübeck.
Ost	Östlich des Elbe-Lübeck-Kanals	ca. 530 Stk.	Insgesamt relativ hoher Rotwildbestand mit klaren Konzentrationsbereichen, teils hochattraktive Habitate, A 24 teilt den Lebensraum, Waldbesitz: überwiegend Privatwald.
Stormarn Süd	Westlich des Elbe-Lübeck-Kanals, nördlich der A 24	ca. 35 Stk.	Weitgehend begrenzt auf das Waldgebiet Hahnheide (NSG, Landeswald), zusammenhängender Lebensraum mit RR West
Sachsenwald	Westlich des Elbe-Lübeck-Kanals, südlich der A 24	ca. 160 Stk.	Kern ist das geschlossene Waldgebiet am Stadtrand von Hamburg, Waldbesitz: überwiegend Privatwald

Tab. 6: Übersicht Rotwildhegegemeinschaften Lauenburg/Stormarn

Das Gebiet ist in vier Rotwildhegegemeinschaften aufgeteilt, die jeweils über sehr unterschiedliche Rahmenbedingungen in Bezug auf den Rotwildlebensraum, die Grundbesitzstrukturen und somit auch die Rotwildbewirtschaftung verfügen. Insbesondere nördlich der A 24 auf westlicher Seite des Elbe-Lübeck-Kanals führt die Konzentration des Wildbestands auf die relativ kleinen Waldflächen zu Konflikten.

Zwischen den Haupteinständen bestehen (beidseitig des Kanals) umfangreiche, vor allem saisonale Wechselbeziehungen, die nach Ansicht der örtlichen Jäger östlich des Elbe-Lübeck-Kanals zum Teil bis nach Mecklenburg-Vorpommern reichen. In der Brunft werden immer wieder neue, auffällige Hirsche unbekannter Herkunft beobachtet. Endet die Lebensraumverbundanalyse im Rahmen dieser Arbeit auch an der für den Rothirsch mittlerweile unbedeutenden Landesgrenze, so muss der Rotwildlebensraum hier dennoch grenzübergreifend betrachtet werden. Das Rotwildvorkommen in Lauenburg stellt somit für schleswig-holsteinische Verhältnisse aufgrund des vergleichsweise großen Einzugsbereiches eine Sondersituation dar (abgesehen vom Vorkommen Jardelunder Moor). Der Wegfall der Grenze hat zu einer deutlichen Verbesserung der Lebensraumsituation geführt. Neben der absoluten Barriere der A 24 bildet jedoch der Elbe-Lübeck-Kanal aufgrund seiner Begleitbebauung ein wirksames (wenn auch eingeschränkt durchlässiges), jedoch wahrscheinlich wachsendes Hindernis. Regional betrachtet verfügt die Landschaft östlich des Kanals über eine vergleichsweise hohe Durchlässigkeit und größere störungsarme Rückzugsräume. Die Lebensrauminanspruchnahme und -fragmentierung westlich der Wasserstraße entwickelt sich jedoch zunehmend zu einem Problem.

Erste genetische Untersuchungen der Nord- und Südpopulation durch das Zoologische Institut der CAU Kiel lieferten Indizien für eine genetische Differenzierung der Vorkommen aufgrund der A 24. Die bisherigen Analysen basieren jedoch auf einem sehr begrenzten Datenpool, der im Rahmen des laufenden Rothirschprojektes vervollständigt werden soll.



4.5.2 Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund

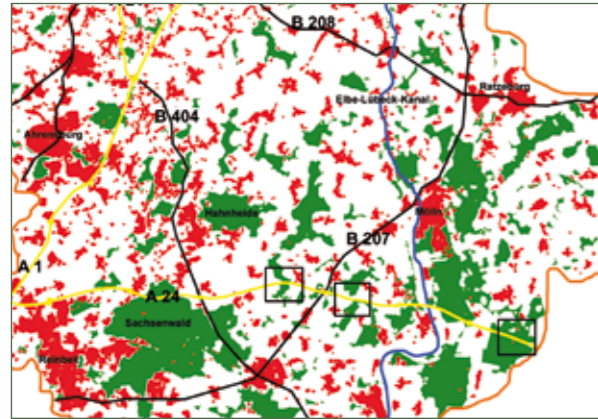


Abb. 9: Übersicht Lebensraumzerschneidung Rotwildvorkommen Lauenburg/ Hahnheide und potentielle Querungsbereiche an der A 24. Von Ost nach West: Gudow/ Segrahn, Tramm/Kankelau, Basthorst/Fuhlenhagen; grün – Wald/Sukzession, rot– Siedlung.

Die A 24 zerschneidet seit mehr als 30 Jahren das Rotwildvorkommen in eine Nord- und eine Südpopulation. Sie ist weitgehend gezäunt, stellt so eine unüberwindbare Barriere und somit ein zentrales Problem für den überregionalen Lebensraumverbund dar. Aktuell kann lediglich der Querung des Flüsschens Bille am westlichen Schnittpunkt der Trasse mit dem Sachsenwald eine nennenswerte Funktion für den Lebensraumverbund bodenlebender mobiler Arten zugeschrieben werden (vgl. Betz 1983). Querungen von Rotwild kommen nach Aussagen örtlicher Akteure vor. Sie enden jedoch auf nördlicher Seite in einem Lebensraumteil, der trotz eines geringfügigen Vorkommens westlich der B 404 als langfristig für Rotwild kaum geeignet einzustufen ist und nur noch über sehr begrenzten Anschluss an den übrigen Lebensraum verfügt. Die Überbrückung des Elbe-Lübeck-Kanals, sowie Wirtschaftswegunterführungen werden aufgrund ihres teils guten Biotopanschlusses von kleineren Arten sicherlich genutzt. Rotwild meidet die nur wenige Meter breiten Passagen auch aufgrund der regelmäßigen menschlichen Freguentierung jedoch. Im Segrahn Forst an der Landesgrenze zu Mecklenburg-Vorpommern existierte bis 2007 eine schmale Brücke. Die 1982 errichtete, ca. 4 m breite Holzkonstruktion wurde als "Wildbrücke" planfestgestellt. Sie wurde im November 2007 aufgrund von Baufälligkeit abgerissen. Aufgrund der geringen Breite hat das Bauwerk seine Zweckbestimmung nie erfüllen können (vgl. WITT 1985). Von einer Funktionstüchtigkeit für kleine Säugetiere, Fuchs und Marderartige ist auszugehen, eine Nutzung durch Rehe wurde 2007 dokumentiert (MEISSNER u. CORSMANN 2007). Keine dieser Arten ist jedoch hier direkt auf eine Querungshilfe angewiesen. Die Wiederherstellung einer Brücke ähnlicher Dimension macht so aus wildökologischer Sicht keinen Sinn, da eine angemessene Funktionstüchtigkeit für die Zielart Rothirsch auszuschließen ist. Ein ausreichend dimensioniertes Querungsbauwerk dagegen wäre in diesem sehr günstigen Bereich für Rotwild von erheblicher Bedeutung. Großräumig gesehen bietet der Standort ein hohes Potential für einen Nord-Süd-Austausch aufgrund der beidseitig vorhandenen Wildbestände und eines großen Wirkungsbereichs. Vorteil wäre hier u.a. die zu erwartende hohe Nutzungsfrequenz. Eine funktionstüchtige Grünbrücke an dieser Stelle kann jedoch das Problem der Lebensraumfragmentierung auf Westseite des Elbe-Lübeck-Kanals nicht lösen. Eine Verbindung der beiden westlichen Rotwildlebensräume durch eine geeignete Querungshilfe dagegen hätte in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des Kanals ebenfalls nur begrenzt eine über diesen hinausgehende Wirkung. Für die beiden Teilvorkommen westlich des Kanals ist aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Größe jedoch eine Passierbarkeit der Wasserstraße und/oder der A 24 von Bedeutung. Zwischen dem Kanal und dem Stadtgebiet Hamburg existieren (abgesehen von der Bille-Querung) hierfür zwei *potentiell* geeignete Bereiche (vgl. Tab. 8). Eine optimierte Durchlässigkeit des Elbe-Lübeck-Kanals jedoch könnte zumindest für den Bereich nördlich der A 24 einen ausreichenden Individuenaustausch zwischen den Teilpopulationen gewährleisten. Der Kanal ist im Gegensatz zur A 24 für Rothirsche derzeit noch grundsätzlich passierbar. Querungen durch Rotwild wurden von örtlichen Jägern in der Vergangenheit gelegentlich z.B. durch individuell identifizierbare Tiere bestätigt.

Abschnitt	Lage	Besonderheiten
Krummesse – Berkenthin	- Nördlich und südlich Klempau	Kleinräumig deckungsreiche Landschaft entlang des Kanals als schmaler Korridor, für Rotwild weitgehend ohne Bedeutung
Göldenitz – Niendorf	- Korridor zwischen Niendorf und Hollenbek bzw. Behlendorf und Hollenbek	Schmaler Korridor (ca. 1 km), großräumiger Lebensraumanschluss für Rotwild fraglich
Hammer – Mölln	- zwischen Mölln/Alt Mölln und Hammer	auf ca. 2 km optimaler Deckungsanschluss, auf westlicher Seite im weiteren Verlauf Korridor mit offener Agrarlandschaft
Mölln – A 24	- zwischen A 24 und Golfplatz Grambek - zwischen Grambek und Mölln	Golfplatz, Kies-/Sandabbau
A 24 – Elbe	- direkt südlich der A 24 - nördlich und südlich von Siebeneichen (eingeschränkt) - zwischen Dalldorf und Basedow (eingeschränkt)	Ortslagen, Freizeitanlagen, fehlender großräumiger oder kanalnaher Habitatanschluss

Tab. 7: Potentielle Querungsbereiche des Elbe-Lübeck-Kanals auf Basis der Landschaftsstruktur für den Rothirsch als Indikatorart.

Eine unter Wasser liegende Spundwand lässt jedoch nur Passagen bei ausreichendem Wasserstand zu, grobe Steinschüttungen am Ufer machen eine Querung für Schalenwild unattraktiv. Hier könnte mit vergleichsweise einfachen Maßnahmen an den entscheidenden Stellen Abhilfe geschaffen werden (vgl. WÖLFEL u. SCHNEIDER 1978). Durch die kanalnahe Bebauung und die angrenzenden Ortslagen verbleiben jedoch nur noch wenige Korridore mit ausreichendem Potential für einen Individuenaustausch zwischen den westlichen und den östlichen Teilpopulationen. Im Rahmen der Expertenbefragung wurde der Bereich um Grambek als intakter Wechsel hervorgehoben. Neben ertrunkenen Tieren bei niedrigen Wasserständen lassen Beobachtungen im Nahbereich des Kanals, sowie der Nachweis individuell unterscheidbarer Hirsche auf eine zumindest gelegentliche Nutzung schließen.



Abb. 10: A20-Querung über die Wakenitz. Das ca. 300 m lange Viadukt wird intensiv von Rot-, Schwarz- und Rehwild genutzt.

Im Norden wird das Vorkommen über die Landesgrenze hinweg von der A 20 abgeschlossen. An der Verbundachse entlang der Wakenitz gewährleistet neben einem großen Viadukt auch eine Brücke die Durchlässigkeit für den Rothirsch. Das Viadukt wird offenbar aufgrund seiner Größe und Qualität regelmäßig bzw. laufend von Rotwild genutzt. Nördlich des Bauwerks besteht jedoch nur eingeschränkt Anschluss an das Rotwildvorkommen in Mecklenburg-Vorpommern.

Örtliche Akteure beschreiben Verbindungen des nordwestlichen Teilvorkommens zu den Populationen in der Segeberger Heide und im Duvenstedter Brook über die A 1 hinweg. Nördlich der A 1 kommt gelegentlich Rotwild vor. Im Revier Beimoor/Rasthof Buddikate tauchen gelegentlich Einzeltiere oder auch Familienverbände als Wechselwild aus dem Duvenstedter Brook auf. Ob sie die A 1 queren ist unbekannt. Hirsche, die bei Kasseburg (einer, nördl. A 24) und im Sachsenwald (zwei, südl. A 24) erlegt bzw. verendet gefunden wurden und angeblich aus dem Duvenstedter Brook stammen, könnten (!) jedoch über diesen Wechsel die A 1 gekreuzt haben.

Im Bereich Reinfeld/Fohlenkoppel taucht regelmäßig Rotwild auf, mit abnehmender Tendenz. Die Landschaftsstruktur legt hier trotz der erheblichen Entfernung eine Herkunft aus der Segeberger Heide nahe (Achse F oder A / J). Demgegenüber können in den Waldflächen südöstlich Sattenfelde auftretende Tiere (Einzeltiere oder Familienverbände) bedingt durch den Siedlungsriegel Bad Oldesloe nur aus dem Duvenstedter Brook (Überwindung der A 21, Achse H), evt. aus dem Bereich östlich der A 1 (Steinhorst) stammen.

Querungen der A 1 sind zurzeit lokal zumindest denkbar, lassen sich jedoch nicht belegen und werden aufgrund der Rahmenbedingungen seltene Einzelereignisse darstellen. Entlang der Autobahn erstreckt sich ein dichter Siedlungsriegel. Zwar deuten generell die in dieser Arbeit dargestellten Beobachtungen und auch die ersten Telemetriedaten des laufenden Rotwildprojektes auf eine erstaunliche Fähigkeit der Tiere zur Nutzung zersiedelter Landschaftsteile bei ausreichendem Deckungsangebot. Für ein Querungsbauwerk für Rotwild an der A 1 ist jedoch (sollten sich die habitatgestaltenden Begleitmaßnahmen in einem realistischen Rahmen bewegen) weder ein sinnvoller Standort noch ein ausreichendes regionales (Entwicklungs-) Potential der direkt anliegenden Lebensraumteile zu erkennen (vgl. auch Kap. 4.8).

Zurzeit befindet sich der 3-streifige Ausbau der B 404 zwischen der A 1 und A 24 und die Zäunung des betreffenden Abschnitts in Planung. Der Teilbereich zwischen A 24 – A 1 und B 404 stellt langfristig keinen Lebensraum für Rotwild dar. Die gesamte Region ist stark zersiedelt, insbesondere im westlichen Bereich waldarm und verfügt in sich über kein ausreichendes Netzwerk zwischen den einzelnen Kleinhabitats mehr. Dennoch kommt Rotwild als Wechselwild vor (z.B. Grander Tannen, ggf. durch die Bille-Querung aus dem Sachsenwald kommend) und um Lütjensee in geringer Stückzahl auch als Standwild. Eine mutmaßliche Verbindung zwischen den Rotwildlebensräumen Duvenstedter Brook – Lauenburg – Sachsenwald (über Beimoor, A 1/Rasthof Buddikate) und die zumindest regional intakte Verbindung zwischen Sachsenwald und Lauenburg/Stormarn über die Bille-Querung der A 24 würden so unterbrochen. Bereits heute bestehen aufgrund der Siedlungsstruktur nur noch vereinzelte offene Passagen über die B 404, so z.B. direkt nördlich der A 24, Roter Hahn/Kranika oder Finkenhorster Berg. Erlauben diese Bereiche auch eine Querung der Trasse, so enden die schmalen Verbundachsen westlich der Bundesstraße überwiegend in dichtbesiedelten Bereichen ohne Anschluss an andere schalenwildrelevante Habitate. Der Bau von (aufwendigen) Querungshilfen ist daher keine Möglichkeit zur Aufrechterhaltung der verbleibenden Verbundbeziehungen. Um ein Mindestmaß an Durchlässigkeit der Trasse für mobile Arten zu gewährleisten wird daher empfohlen, auf das Instrument einer Zäunung zur Wildunfallvermeidung zu verzichten. Stattdessen sollten andere effektive Methoden der Unfallprävention geprüft werden, wie z.B. lokal begrenzte Geschwindigkeitsbeschränkungen in den Querungsbereichen. Die Siedlungs- und Infrastruktur westlich des Elbe-Lübeck-Kanals und entlang seines Verlaufes unterliegt einer schleichenden negativen Entwicklung mit erheblichen Auswirkungen auf Qualität und Größe des zukünftig verfügbaren Rotwildlebensraumes und seine Durchlässigkeit für wandernde Tiere. Schwer erreichbare

Regionen mit potentiellen Einstandsgebieten wie z.B. der Bereich Krummesser Heide/ Kannenbruch oder westlich der B 404 (auf nördlicher Seite der A 24) werden schon derzeit nur noch sehr vereinzelt aufgesucht und aufgrund der zunehmenden Fragmentierung des Lebensraumes auch zukünftig kaum wieder vom Rotwild erschlossen werden. Der Kanal kann sich in Zukunft durch geringfügige Veränderungen der Bebauung in den potentiellen Querungsbereichen zu einer absoluten Barriere entwickeln. Der Schutz dieser Verbindungen, deren Förderung und/oder die Schaffung von Möglichkeiten zur Querung der A 24 sind daher von außerordentlicher Bedeutung. Neben solchen strukturellen Maßnahmen kann vorallem nordwestlich des Kanals auch das regionale Rotwildmanagement – im positiven wie im negativen Sinne – einen erheblichen Teil zur zielgerichteten Entwicklung des Rotwildbestands beitragen. Hegegemeinschaften, Behörden, Forstverwaltungen und letztendlich die Jagd ausübenden sind gefordert, Rahmenbedingungen zu schaffen, die dem Rotwild eine Existenz bei begrenzter Lebensraumverfügbarkeit und gleichzeitig akzeptablem Schadmaß in den Wirtschaftswäldern ermöglichen. Realisierbar ist dies nur durch ein vorausschauendes, abgestimmtes Vorgehen, das in jagdlicher Hinsicht explizit an den Bedürfnissen des Rotwildes ausgerichtet werden muss.

	Achse	Verlauf	Maßnahme	Potential*	Konflikte
A 1 A 20	F	Fohlenkoppel (Reinfeld) in Richtung Norden, über Hainholz (A 20/GB) in Richtung Hamdorf, Anschluss über die A 21 an die Segeberger Heide (Achse E)	Grünbrücke A 20 (realisiert) A 1 – für RW keine Möglichkeit erkennbar	hoch ab Fohlenkoppel südlich davon stark eingeschränkt	A 20 (Grünbrücke) Siedlungsstruktur, A 1
A1 A 21	H	Jersbek -> Hüls -> Fischbeker Moor -> A 21 -> Sattenfelde -> Barkhorst	für RW keine sinnvoll	stark eingeschränkt	Siedlungsstruktur, A 21, A 1
A 1	I	Hansdorfer Brook -> nördl. oder südl. Delingsdorf -> Beimoor -> Todendorf	für RW keine sinnvoll	stark eingeschränkt	Siedlungsstruktur, A 1, B 404
A 21	J	Achse A: Holmer Moor/ Nienwohlder Moor -> nördl. Tralau -> A 21 -> Achse F: Fohlenkoppel/ Hainholz	Grünbrücke A 21	hoch	Siedlungsstruktur, A 21, lokal fehlen deckungsreiche Trittsteine
A 20	K	Wakenitz	Viadukt und Grünbrücke	hoch	Großräumiger Lebensraumanschluss auf Nordseite A 20 eingeschränkt
A 24	Standort	Bereich Gudow/Segrahn	Grünbrücke	hoch, vorrangig für östliche Teilvorkommen	keine
A 24	Standort	Bereich Tramm/Kankelau	offen	eingeschränkt	Siedlungsstruktur, Entfernung zum Verbreitungsschwerpunkt auf Südseite
A 24	Standort	Bereich Basthorst/Fuhlenhagen	offen	hoch für westliche Teilvorkommen	Siedlungsstruktur

* für Wanderungen mobiler Säugetiere bei Realisierung der Maßnahmen und Sicherung der Landschaftsdurchlässigkeit

Tab. 8: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Lauenburg/Hahnheide und empfohlene Maßnahmen.



Foto: Karl-Heinz Volkmar

4.6 Duvenstedter Brook

4.6.1 Rotwildlebensraum und Rotwildvorkommen

Den Kern des länderübergreifenden Vorkommens im Nord-Osten Hamburgs bilden das 780 ha große Naturschutzgebiet Duvenstedter Brook, das nahtlos in das Naturschutzgebiet Hansdorfer Brook (ca. 250 ha) auf schleswig-holsteinischer Seite übergeht. Die Naturschutzflächen sind auch die vorrangigen Kahlwildeinstände. Nördlich und nord-östlich schließt sich mit einzelnen Waldflächen der Jersbeker Forst an, der saisonal als Hirscheinstand dient.

Das Vorkommen wurde durch Auflösung eines Jagdgatters Mitte des letzten Jahrhunderts aus Tieren ungarischer, polnischer und österreichischer Herkunft begründet und umfasst derzeit ca. 80 Stück. Es unterscheidet sich daher genetisch von den übrigen schleswig-holsteinischen Populationen und nimmt so eine besondere Stellung im Lebensraumverbund für den Rothirsch im Land ein.

Die Begrenzung der Einstandsgebiete und der enorme Druck der erholungssuchenden Bevölkerung auf die Fläche erfordert eine konsequent störungsarme Bejagung und Besucherlenkung. Das Rotwild hat sich hier mit den Rahmenbedingungen arrangiert und ist für den Besucher erlebbar.

4.6.2 Lebensraumzerschneidung und Lebensraumverbund

In den Außenbereichen ist der Rotwildlebensraum von Siedlungsflächen durchzogen und hierdurch in seiner Ausdehnung begrenzt. Der nördliche Ring der Ortschaften Bargteheide – Jersbek – Bargfeld – Kayhude – Tangstedt schränkt einen überregionalen Lebensraumverbund erheblich ein. Es bestehen jedoch schmale Korridore, die einen Anschluss an den nördlich gelegenen Rotwildlebensraum Segeberger Heide ermöglichen.

Achse	Verlauf (Duvenstedter Brook ->)	Maßnahme	Potential*	Konflikte	
A 20	A	NSG Obere Alsterniederung -> NSG Nienwohlder Moor -> Holmer Moor -> NSG Barker Heide	Grünbrücke	hoch	B 432, Süfel / Borstel Siedlungsring am Nordrand des Lebensraumes
A 20	B	Schmalfelder Wohld – Kisdorfer/Winsener Wohld – Gehege Endern – Alsterniederung – NSG Duvenstedter Brook	Talraumquerung Schmalfelder Au	eingeschränkt	Siedlungsstruktur
A 1	I	Hansdorfer Brook -> nördl. oder südl. Delingsdorf -> Beimoor -> Todendorf	für RW keine sinnvoll	stark eingeschränkt	Siedlungsstruktur, A 1, B 404

* für Wanderungen mobiler Säugetiere bei Realisierung der Maßnahmen und Sicherung der Landschaftsdurchlässigkeit

Tab. 9: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Duvenstedter Brook (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen. Größe der Naturschutzgebiete: Barker Heide (629 ha), Nienwohlder Moor (455 ha), Obere Alsterniederung (907 ha), Duvenstedter Brook (780 ha), Hansdorfer Brook (264 ha).

4.7 Rotwild außerhalb der festen Vorkommen

Die Landschaftsstruktur Schleswig-Holsteins begünstigt grundsätzlich Wanderungen außerhalb der festen Verbreitungsgebiete. Einhergehend mit den Bemühungen in den 80er und 90er Jahren, die Bestände an die forstwirtschaftlichen Rahmenbedingungen anzupassen, ist das Auftreten von Rotwild außerhalb der Rotwildgebiete in den meisten Regionen zurückgegangen. Neben einem sinkenden Populationsdruck war der Auslöser vielfach die Infrastrukturentwicklung. Der Ausbau des Autobahnnetzes (z.B. A 24, Kap. 4.5.2) in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts und immer wieder auch die lokale Siedlungsentwicklung wurden im Rahmen der Experteninterviews als Wendepunkte für die regionale Rotwildverbreitung und Wechselintensität hervorgehoben.

Aufgrund der Weiterentwicklung von Einstandsbereichen (z.B. Segeberger Heide östlich A 21) oder Populationsgrößen (Jardelunder Moor) tritt jedoch seit einigen Jahren regional wieder zunehmend regelmäßiger Rotwild außerhalb seiner festen Verbreitungsgebiete auf. Im Rahmen der Arbeit wurden 90 Beobachtungen von Rotwild außerhalb seiner festen Lebensräume ab dem Jahr 2000 registriert, überwiegend aus den Regionen 1, 10 und 12.

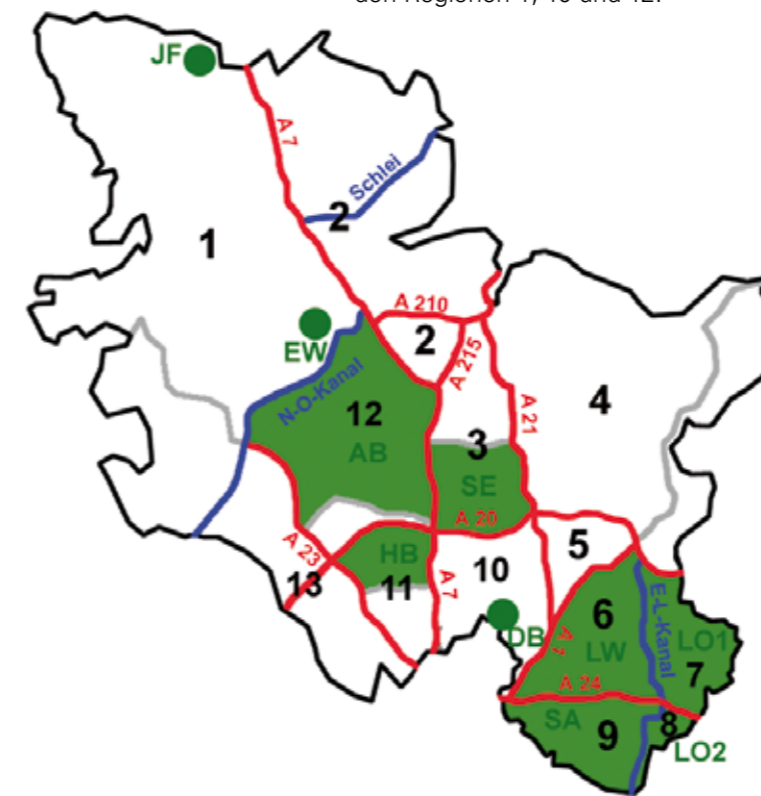


Abb. 11: Übersicht Großlebensräume Schleswig-Holsteins nach Infrastrukturlinien und Rotwildvorkommen bzw. weitgehend zusammenhängende Rotwildlebensräume (überwiegend) innerhalb des behördlichen Verbreitungsgebietes (grün). Die A 20 wird in der Darstellung bereits als Lebensraumgrenze angenommen. Westlich der A 7 kann hier derzeit die B 206 (grau) als Grenze herangezogen werden. Zwischen A 7 und A 21 markiert der Verlauf der A 20 auch ungefähr die Grenze des Rotwildgebietes Segeberger Heide (rot: rotwildrelevante Autobahnen, grau: Autobahnstrecken untergeordneter Bedeutung und Grenzen/Substrukturierungen innerhalb eines Lebensraumes).

Mit Ausnahme der Regionen nördlich der A 215 (**Region 2**) und der Marsch um Elmsborn (**Region 13**) wurden im Rahmen der Arbeit großräumig nahezu in ganz Schleswig-Holstein Rotwildnachweise aus den letzten 8 Jahren gefunden. Sie konzentrieren sich weitgehend auf die Umgebung der beschriebenen Verbundachsen. Es sind aber sowohl augenscheinlich zielgerichtete Wanderungen zwischen den Vorkommen wie auch offenbar ungerichtete zu verzeichnen.

Das Rotwildgebiet Aukrug/Barlohe (**Region 12**) als größter in sich geschlossener Rotwildlebensraum verfügt über teils intensive saisonale Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Schwerpunktbereichen. Regelmäßig können so einzelne Wanderungen durch Erlegungen nachvollzogen werden (z.B. im Jahr 2007 Lockstedt <- -> Mörel, ca. 10-15 km). Ein erheblicher Teil des Großlebensraums weist jedoch nur einen geringen oder gar keinen Rotwildbestand auf. Siedlungen und Verkehrsinfrastruktur erschweren die Erreichbarkeit und das Verhältnis von Lebensraumpotential zu Bestandshöhe in den Kerngebieten verringert die Chancen für Abwanderungen. Trotzdem wurden zahlreiche aktuelle Belege für Bewegungen von Rotwild aus den Kernlebensräumen in die Rand- und Verbundbereiche gefunden.

Die kleine Population im Hasselbusch (**Region 11 Nord**) ist vergleichsweise eng auf ihre zentralen Einstandsbereiche begrenzt. Der südliche Teil des Gesamtlebensraumes westlich Quickborn wird so von Rotwild nicht erreicht. Verantwortlich hierfür ist neben der geringen Populationsgröße vor allem ein Siedlungsriegel zwischen den Ortschaften Ellerhoop/Barmstedt und Alveslohe.

Aus dem Vorkommen Segeberger Heide sind vereinzelte Wanderungen in Richtung Norden bekannt (**Region 3 Nord**). Sie sind jedoch aufgrund des fehlenden Anschlusses an Nachbarvorkommen nur von geringer Bedeutung. Verbindungen aus dem Lebensraumsegment heraus sind bereits derzeit nur in Richtung Osten über die B 404 möglich. Die einzigen überregional bedeutsamen Korridore kreuzen die Bundesstraße bei Ketelsberg und nördlich Stolpe (MEISSNER u. SCHMIDT 2007). Aufgrund der trassen-nahen Siedlungs- und Infrastruktur kann im Zuge des Ausbaus der Bundesstraße zur A 21 nur der Korridor bei Stolpe durch eine Querungshilfe für Schalenwild gesichert werden.

Aus den letzten Jahren liegen vier Beobachtungen einzelner Hirsche aus dem Raum Bordesholm/Neumünster vor: bei Großharrie, Wattenbek, Schmalstede und bei Sören (Erlegung). Vermutet wurde, dass die Tiere aus der Segeberger Heide stammen und über das Dosenmoor als (hochattraktivem) Trittstein zugewandert sind. Auf Basis der Landschaftsstruktur sind die Bereiche Großharrie und Wattenbek aus dem Vorkommen Segeberger Heide (ca. 13-16 km) – wenn auch schwer – erreichbar, eine Verbindung bis in das nahezu isolierte Gebiet nordwestlich Bordesholm (Sören, Schmalstede) ist jedoch auszuschließen. Einen Hinweis darauf, dass die beiden Hirsche aus dem Gebiet der Iloo westlich der A 7 stammen, lieferte der im März 2008 dort im Rahmen des laufenden Rotwildprojektes besenderte Rothirsch (vgl. Abb. 6).

Im Bereich südlich der Segeberger Heide (**Region 10**, südlich der zukünftigen A 20) bis zum Duvenstedter Brook kommen regelmäßig Rotwildbeobachtungen, vorrangig innerhalb der skizzierten Verbundräume (vgl. Anhang) vor.

Im Bereich Ostholstein/Plön (**Region 4**) tritt vereinzelt Rotwild mit wahrscheinlichem Ursprung aus der Segeberger Heide auf. Mit einer weiteren Etablierung des Teilvorkommens östlich der A 21 bei Pettluis werden sich diese (in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts intensiveren) Wanderungsbewegungen vermutlich verstärken. Eine hohe Siedlungsdichte und die ostholsteinischen Seen bilden hier Hindernisse, die Wanderungen in Richtung Norden und Osten deutlich erschweren und so trotz regional geeigneter Lebensräume die Bewegungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten begrenzen. Die Beobachtungen zeigen aufgrund der Landschaftsstruktur daher bisher eine gewisse Ausrichtung in Richtung Süd-Osten in die **Region 5** südlich der neuen A 20. Hier kommen regelmäßig Rotwildbeobachtungen vor. Nördlich der A 1 können offenbar alle größeren Waldflächen von Rotwild (dann jedoch über die A 21 oder A 20) erreicht werden, sowohl aus der Segeberger Heide wie auch aus dem Duvenstedter Brook. Für einen funktionierenden Zuzug in die außerhalb des behördlichen Verbreitungsgebietes liegende Region Reinfeld/Bad Oldesloe (bzw. für einen kleinen Bestand) spricht neben den Beobachtungen aus dem Bereich Reinfeld/Fohlenkoppel auch die Sichtung eines Kahlwildrudels aus dem August 2008 an der Eisenbahnstrecke Bad Oldesloe – Bad Segeberg in der Region um Wakendorf.

Südlich der A 1 in den Landkreisen Lauenburg und Stormarn (**Regionen 6-9**) kommt nahezu flächendeckend Rotwild vor. Westlich des Kanals sind die Randbereiche durch Siedlungsdichte und Verkehrsinfrastruktur jedoch nahezu rotwildfrei. Die Vorkommen östlich des Kanals dehnen sich grenzübergreifend nach Mecklenburg-Vorpommern aus. Ausdehnung bzw. Verbindungen der Vorkommen nach Mecklenburg-Vorpommern wurden im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht untersucht.

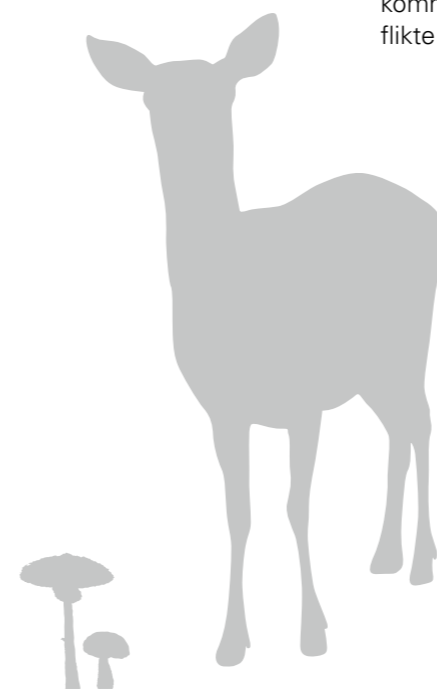
Nördlich des Nord-Ostsee-Kanals (**Region 1**) ist aufgrund der Bestandserhöhung im dänischen Teil des Vorkommens Jardelunder Moor eine starke Zunahme weiträumiger



Wanderungen bzw. eine Besiedlungstendenz in Richtung Süden zu erkennen. Aus diesem Bereich wurden allein aus den Jahren 2006/07 19 Nachweise außerhalb der beiden Rotwildgebiete recherchiert.

Es treten immer wieder bemerkenswerte Fälle auf, in denen die Tiere weite Strecken durch die offene Landschaft zurückgelegt haben müssen, die die Anpassungsfähigkeit und Flexibilität des Rothirsches bezüglich seiner Habitatnutzung belegen. Hierzu gehören z.B. die Erlegung eines Spießers auf der Hallig Langeness zu Beginn des Jahrhunderts und Fährungen und Beobachtungen von einem Hirsch aus dem Beltringharder Koog (2007 und 2008) sowie einem weiblichen Tier aus dem Sönke-Nissen-Koog (2007). Die Landschaftsstruktur und eine deutliche Ausbreitungstendenz des Jarde-lunder/Fröslever Vorkommens lassen hier mit einiger Sicherheit eine Herkunft aus dem Grenzgebiet vermuten. Die Entfernung zwischen Beltringharder Koog und Jardelunder Moor beträgt Luftlinie knapp 40 km (zum nächsten Vorkommen Elsdorf knapp 50 km). Allein um die Marsch zu queren und den Beltringharder Koog zu erreichen, sind ca. 10 km vollständig offene Landschaft zu überwinden. Grundlage für derartige Wanderungen können positive Lern- und Gewöhnungsprozesse insbesondere im Rahmen der jugendlichen Habitaterschließung und somit eine entsprechende Anpassung des Feindvermeidungsverhaltens an einen deckungsarmen Landschaftstyp sein.

Die Bewegungen von Rotwild außerhalb seiner Kerngebiete verdeutlichen die Chancen für den Erhalt eines funktionierenden Lebensraumverbundes zwischen den Vorkommen des Landes, die grundsätzliche Fähigkeit des Rotwildes offene Landschaftsräume zu nutzen und neue Lebensräume zu besiedeln. Dies schließt die Möglichkeit ein, die Rotwildverbreitung in Schleswig-Holstein innerhalb und außerhalb der Vorkommen gezielt zu entwickeln, beinhaltet jedoch auch zwangsläufig Landnutzungskonflikte wenn Rotwild seit langem unbesiedelte Lebensräume zurückerobert.



4.8 Landschaftszerschneidung

Die Ergebnisse der Masterarbeit von RITTER (2008) decken sich weitgehend mit den im Rahmen dieser Arbeit dargestellten und stützen so deren Plausibilität. Eine Darstellung des Zerschneidungsgrades und der Least-Cost-Path-Analyse zur Simulation der Ausbreitungswahrscheinlichkeit finden Sie auf der rechten Seite.

Als Bereiche mit hoher Trennwirkung zwischen den Rotwildvorkommen wurde neben dem Zerschneidungsband entlang der A 1 auf nördlicher Seite vor allem ein Riegel entlang der Linie Hamburg – Kaltenkirchen – Neumünster – Kiel identifiziert. Entlang dieser Nord-Süd-Achse bietet nur der Bereich bei Brokenlande (Achse D, vgl. Anhang) eine Querungsmöglichkeit in Ost-West-Richtung. Auch der Lebensraumkorridor zwischen Hasselbusch und dem Bereich Aukrug/Schierenwald, sowie zwischen Segeberger Heide und Duvenstedter Brook (Achsen G und A vgl. Anhang) konnten anhand der Berechnungen bestätigt werden.

In Bezug auf die Ausbreitungsmöglichkeiten aus der Segeberger Heide zeigte die Betrachtung des Zerschneidungsgrades, wie auch die Least-Cost-Path-Analyse Perspektiven für Wanderungen in Richtung Norden und Nord-Osten. Im weiteren Verlauf sind größere Räume mit geringem Zerschneidungsgrad im Bereich nördlich Plön/Ostholstein zu erkennen. Diese Darstellung deckt sich auffällig mit dem vereinzelt, jedoch regelmäßigen Vorkommen von Rotwild in dieser Region, das den Raum nachvollziehbar nur aus der Segeberger Heide erreichen kann. Betrachtet wird hier jedoch nur der Zerschneidungsgrad, ohne Berücksichtigung des Lebensraumpotentials und der effektiven Wirkung einzelner Barrieren für den Rothirsch (z.B. A 21), so dass sich die Ergebnisse unter Einbeziehung dieser Faktoren hier relativieren.

Der regionalisierte Zerschneidungsgrad in dem großräumigen Vorkommen Aukrug/Schierenwald/Barlohe/Iloo stimmt mit den Ergebnissen der Lebensraumverbundanalyse und der Expertenbefragung zur Rotwildverbreitung überwiegend überein. Trotz einiger stark fragmentierter Komplexe sind großflächige Potentiale für Wanderungen zwischen den relativ kleinen dauerhaft besiedelten Lebensraumkomplexen zu erkennen. Das Vorkommen Elsdorf liegt in einem kleinen, weitgehend von einem Ring stark fragmentierter Landschaftsbereiche umgebenen Lebensraum. Nördlich und östlich hiervon schließen jedoch bis zur Grenze des Untersuchungsgebietes große Bereiche mit geringem Zerschneidungsgrad an. Diese positive Einschätzung auf Basis der Restriktionen relativiert sich jedoch bei Berücksichtigung des Lebensraumpotentials aufgrund der offenen Landschaft mit relativ wenig größeren deckungsreichen Rückzugsräumen.

Die hier für Schleswig-Holstein vorgestellten Ergebnisse stehen jedoch auch in einem bundesweiten Kontext. RECK et al. (2005) stellten für die Bundesrepublik Lebensraumkorridore für Arten der Wälder und Halboffenlandschaften vor. Die potentiellen Verbundräume für den Rothirsch decken sich für Schleswig-Holstein in Grundzügen mit dem Verlauf der von RECK et al. dargestellten Korridore. Die Ergebnisse dieser Arbeit – sowohl die Lebensraumverbundbetrachtung wie auch die Zerschneidungsanalyse – zeigen jedoch aufgrund des höheren Detaillierungsgrades, dass Schlüsselstellen des bundesweit bedeutsamen Korridornetzes schon heute durch Siedlungs- und Infrastruktur stark beeinträchtigt sind oder für den Indikator Rothirsch als unterbrochen gelten müssen (z.B. Lauenburg – Duvenstedter Brook/A 1, Bad Bramstedt). Der reale Verlauf des nationalen Verbundkorridors von Süden nach Norden weicht so bereits von der in der genannten Arbeit skizzierten Ideallinie ab. Die Ergebnisse der Arbeiten zum Lebensraumverbund Rothirsch sollen in die weitere Entwicklung des nationalen Korridornetzes einfließen.

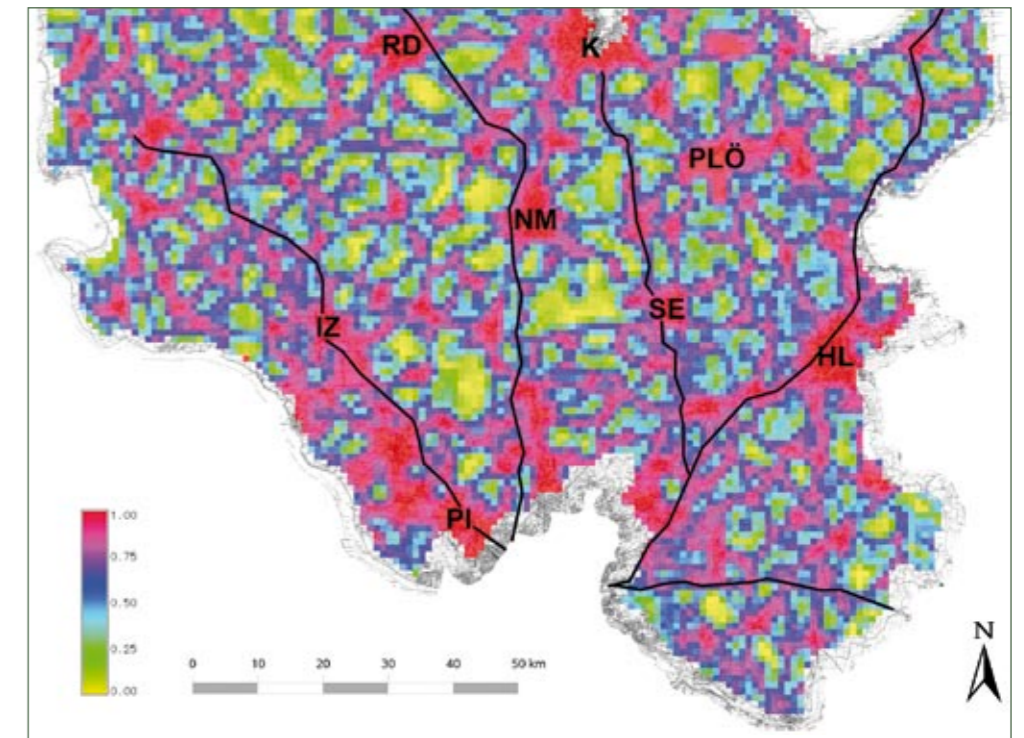


Abb. 26: Darstellung des Zerschneidungsgrades (vgl. Kap. 4.8, RITTER 2008).

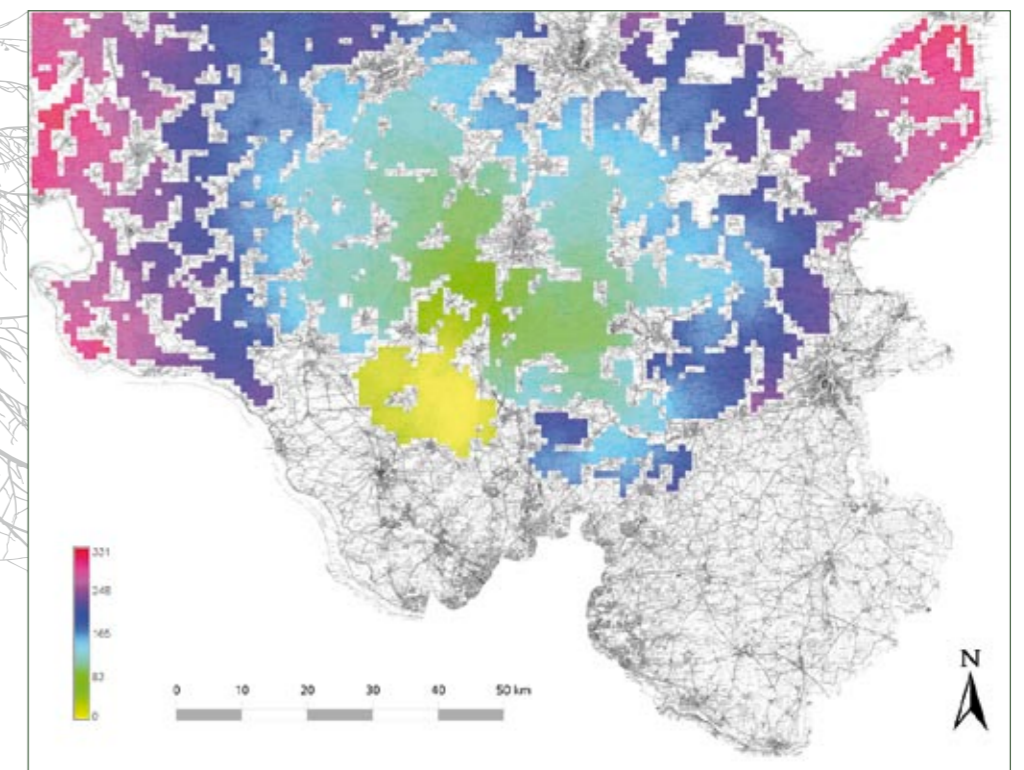


Abb. 27: Least-Cost-Path-Analyse zur Darstellung der Ausbreitungswahrscheinlichkeit für den Hasselbusch und den Segeberger Forst als Startpunkte (vgl. Kap. 4.8, RITTER 2008). Least-Cost-Path Analysen ermöglichen es, anhand einer Raumwiderstandsoberfläche (hier: 100x100m Zellengröße) den „kostengünstigsten“ Pfad zwischen zwei Punkten zu berechnen. Je höher der Gesamtwiderstand (die Gesamtkosten) eines Pfades, desto schwieriger ist eine Ausbreitung entlang dieser Linie.

5 Populationsgenetische Untersuchungen

5.1 Allgemeines: Genetische Probleme in kleinen Populationen

Populationsgenetische Untersuchungen haben in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung für den Artenschutz gewonnen. Nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (5.6.1992, ratifiziert 21.3.1994, vgl. HECK 2004) ist die genetische Ausstattung einer Population als Schutzobjekt der biologischen Vielfalt zu sehen.

Mit Hilfe geeigneter molekularer Marker – z. B. Alloenzyme, Mikrosatelliten-DNA oder Sequenzen mitochondrialer DNA – können Fragen zu Verwandtschaft von Individuen und Populationen, genetischer Vielfalt und Differenzierung oder Migrationsverhalten beantwortet werden. Dem Rothirsch als bedeutendem europäischem Jagdwild einerseits und als Indikatorart für den Zustand von Ökosystemen andererseits kommt dabei eine herausragende Rolle zu.

Als ein Großsäugetier mit relativ kleinen Populationsgrößen, einem polygynen Paarungssystem (Harembildung) sowie großem Flächenanspruch ist der Rothirsch von anthropogenen Beeinflussungen – etwa durch Verbringung zur „Blutauffrischung“, selektive Bejagung nach Geweihmerkmalen und vor allem Lebensraumzerschneidung – besonders stark betroffen (für eine Übersicht s. HARTL et al. 2003). Habitatfragmentierung durch Verkehrsinfrastruktur und Siedlungsentwicklung führt zu einer zunehmenden Verinselung der Bestände, die darüber hinaus oft sehr klein sind.

Dies hat zweierlei Folgen. Zum einen steigt der Inzuchtgrad an, zum anderen werden die Auswirkungen der genetischen Drift stärker. Für ein Verständnis der genetischen Situation des Rothirsches in Schleswig-Holstein ist eine Unterscheidung dieser beiden Phänomene von großer Bedeutung. Unter Inzucht versteht man die Verpaarung nahe verwandter Individuen, Gendrift bezeichnet die zufällige Veränderung des Genpools (also der Allelfrequenzen) einer Population. Inzucht an sich führt niemals zum Verlust von genetischen Varianten, wohl aber zu einer Umverteilung dieser innerhalb der Individuen, d. h. die Tiere werden zunehmend homozygot (reinerbig) und damit genetisch gleichförmiger, der Heterozygotiegrad (der Grad der Mischerbigkeit) nimmt ab. Dies hat einerseits zur Folge, dass auf lange Sicht die Anpassungsfähigkeit der Population abnimmt, weil die evolutive Flexibilität verloren geht, andererseits aber vor allem, dass rezessiv vererbte Schadallele homozygot und damit wirksam werden, wodurch die mittlere Fitness abnimmt. Diesen inzuchtbedingten Verlust an Fitness bezeichnet man als Inzuchtdepression. Für den Rothirsch konnte beispielsweise ein Zusammenhang zwischen zunehmender Inzucht und abnehmendem Fortpflanzungserfolg nachgewiesen werden (SLATE et al. 2000). Gendrift bewirkt in kleinen Populationen zusätzlich den Verlust genetischer Varianten, so dass die Population nicht nur im Hinblick auf die Heterozygotie, sondern auch in Bezug auf die Gesamtzahl verschiedener Gene immer homogener wird.

Beide Phänomene, Inzucht wie Drift, sind umso stärker, je kleiner die Populationsgröße ist. Mit Populationsgröße ist in diesem Zusammenhang immer die sogenannte effektive Populationsgröße (N_e) gemeint, also diejenige Größe, die genetisch wirksam ist. Hat eine reale Population von 100 Tieren eine N_e von 30, so bedeutet dies, dass Inzucht und Gendrift genauso groß sind wie in einer idealen Population von 30 Tieren, d. h. einer Population aus je 15 Männchen und Weibchen, die sich *zufällig* miteinander verpaaren (z. B. FRANKHAM et al. 2002). In der Realität ist die effektive Population nahezu immer kleiner als die tatsächliche Anzahl von Tieren, für Großsäuger kann man als Faustregel davon ausgehen, dass die effektive Größe ca. 25% der tatsächlichen Größe beträgt (HARRIS u. ALLENDORF 1989). Es kann allerdings erhebliche Abweichungen von diesem theoretischen Leitwert geben.

Der Inzuchtanstieg pro Generation entspricht $1/(2N_e)$. Auf der Basis theoretischer Überlegungen geht man davon aus, dass zur Vermeidung von Inzuchtdepression, also der Fitnessverminderung durch Verwandtenpaarung, N_e nicht kleiner als 50 sein sollte,

weil nur bis zu diesem Schwellenwert, also einem Inzuchtanstieg von $1/(2 \times 50) = 1\%$ pro Generation, die natürliche Selektion die Anhäufung von schädlichen Genvarianten unterdrücken kann. Für eine langfristig variable und anpassungsfähige Population sollte demnach die effektive Größe – zumindest theoretisch – deutlich höher liegen.

Rothirsche weisen durch ihr polygynes Paarungssystem gewissermaßen systemimmanent bereits einen Hang zu geringer effektiver Populationsgröße und Inzucht auf, da die Mehrzahl der Jungtiere auf nur wenige Väter zurückgeht und damit in jeder Generation viele Halbgeschwister gezeugt werden. Männliche Hirsche sind aber ausgesprochen migrationswillig, und es reicht theoretisch bereits ein Tier (in der Realität dürfen es gerne ein paar mehr sein) pro Generation (bei Rothirschen im Schnitt immerhin ca. 6-7 Jahre), um einen relativ großen Genfluss zwischen Beständen zu sichern, was sich wiederum positiv auf genetische Variabilität und Inzuchtminderung auswirkt (FRANKHAM et al. 2002).

Im Jahr 2005/2006 wurden erste populationsgenetische Untersuchungen durchgeführt mit dem Ziel, die genetische Variabilität innerhalb der Bestände sowie deren Verwandtschaft untereinander zu ermitteln. Die Ergebnisse fließen in das laufende Rotwildprojekt ein und sollen auf Basis einer dann deutlich größeren Datengrundlage als Entscheidungshilfe für das Rotwildmanagement dienen.

5.2 Genetische Analysen

Es wurden insgesamt 124 Tiere aus sechs Beständen beprobt.

Population	Stichprobengrößen
Elsdorf-Westermühlen	13
Barlohe	7
Hasselbusch	18
Segeberger Forst	27
Duvenstedter Brook	13
Lauenburg	46
Σ	124

Das Vorkommen im Duvenstedter Brook ist kein autochthoner Bestand. Inwieweit es sich bei den übrigen Populationen des Landes um den ursprünglichen schleswig-holsteinischen Genotyp handelt, ist unbekannt, da es in den vergangenen Jahrhunderten einen regen Austausch zwischen den europäischen Vorkommen gegeben hat. So ist etwa dokumentiert, dass Rotwild aus der Schorfheide nach Segeberg verbracht wurde (NIETHAMMER 1963). Es liegen Hinweise für weitere Verbringungen von landesfremdem Rotwild vor, ohne dass dies zwangsläufig zu einem genetischen Eintrag geführt haben muss.

Problematisch ist, dass aus zwei Populationen Fälle von Missbildungen bekannt sind, die zumindest in ihrer Häufung im Hasselbusch mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Inzucht zurückzuführen sind. Im Bereich Barlohe wurde ein Kalb mit einem sogenannten Dermoid erlegt (Ausbildung von mit Fell bewachsener Haut über dem Auge). Im Hasselbusch wurden neben einem blinden Kalb, das anstelle von Augen nur Bindegewebe aufwies, bis jetzt acht Fälle von Unterkieferverkürzung (Brachygnathie) bekannt, bei denen der Unterkiefer etwa 5 cm kürzer als der Oberkiefer ist (s. Abb. 12). Brachygnathie ist bei mehreren Arten, darunter Rentier, Feldhase und auch Mensch, als eine Folge von Inzucht bekannt (s. Zachos et al. 2007). Entscheidend ist die Häufung dieses Phänomens im Hasselbusch als einer der kleinsten Populationen des Landes (wobei möglicherweise nicht alle Fälle dokumentiert werden konnten).

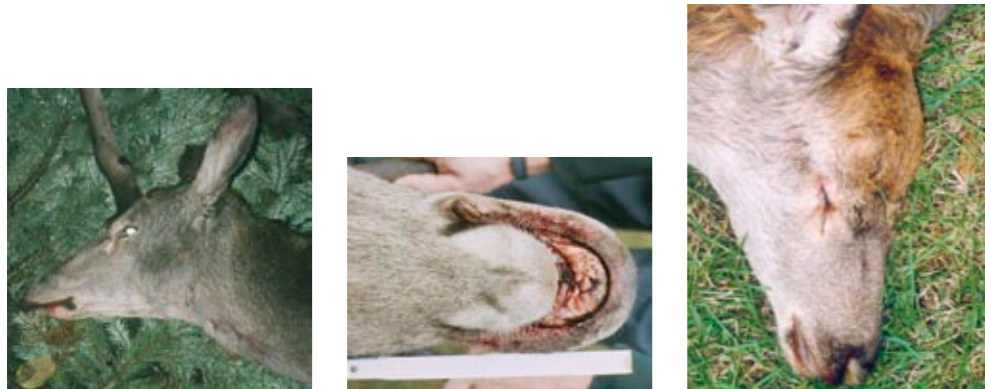


Abb. 12: Alttier (5-6 Jahre, 2001) und Hirsch (4 Jahre, 2002) mit Unterkieferverkürzung sowie ein blindes Kalb (2003) aus dem Hasselbusch. (Fotos: H.-A. Hewicker)

Für die populationsgenetischen Untersuchungen wurden zwei verschiedene Ansätze verfolgt. Zum einen wurde ein Teil (die sog. Kontrollregion) der mitochondrialen DNA sequenziert, zum anderen wurde Mikrosatelliten-DNA aus dem Zellkern analysiert. Beide Methoden sind überaus beliebt in populations- und naturschutzgenetischen Analysen, da die verwendeten Marker aufgrund der vergleichsweise sehr hohen Mutationsraten auch zwischen Individuen derselben Art und sogar innerhalb derselben Population Unterschiede aufweisen, so dass Populationen und sogar Individuen genetisch charakterisiert und voneinander unterschieden werden können. Während die mitochondriale DNA nur maternal, d. h. über die Mutter vererbt wird, spiegeln Mikrosatelliten den Einfluss sowohl der mütterlichen als auch der väterlichen Vererbungslinie wider.

Die Ergebnisse der molekulargenetischen Analysen und ihrer statistischen Auswertung ergaben, dass die schleswig-holsteinischen Rothirschbestände durchweg eine im europäischen Vergleich sehr geringe genetische Variabilität aufweisen (s. Tabelle 10).

Population	HO	HE	HD	ND [%]
Elsdorf-W.	0,44	0,61	0,295	0,071
Barlohe	0,63	0,77	0	0
Hasselbusch	0,59	0,66	0,493	0,337
Segeberg	0,49	0,75	0	0
Duvenstedt	0,55	0,75	0	0
Lauenburg	0,49	0,79	0,364	0,404
Tunesien	0,46	0,78	0,529	1,266
Sardinien	0,48	0,66	0,872	0,473
Mesola	0,51	0,62	0	0
Val di Susa	0,75	0,85	0,591	0,733
Tarvis	0,76	0,81	0,750	0,650
Südspanien	0,65	0,80	0,652	1,318
Bulgarien	0,74	0,85	0,667	0,986
Rumänien	0,54	0,88	0,500	0,644
Schottland	0,44	0,81	0,478	0,536

Tab. 10: Übersicht über die genetische Variabilität der schleswig-holsteinischen Rothirschpopulationen im Vergleich mit anderen europäischen Regionen und Nordafrika. Die Vergleichsdaten entstammen folgenden Arbeiten: HAJJI et al. (2007, Tunesien), HMWE et al. (2006a, Mesola im Podelta und Sardinien), ZACHOS et al. (2003, Val di Susa, Tarvis – beide auf dem italienischen Festland -, Südspanien und Bulgarien), FEULNER et al. (2004, Rumänien) und HMWE et al. (2006b, Schottland). HO und HE bezeichnen die beobachtete und erwartete Heterozygotie und basieren auf den Mikrosatellitendaten, HD und ND bezeichnen Haplotypdiversität und Nukleotiddiversität und beziehen sich auf die Sequenzdaten der mitochondrialen DNA.

Dies fällt insbesondere auf, wenn man die erwartete Heterozygotie H_E zugrunde legt, die aus statistischen Gründen (geringere Abhängigkeit von Stichprobengrößen) ein verlässlicheres Maß darstellt als die beobachtete Heterozygotie H_O . Die erwartete Heterozygotie ist – ebenso wie die Haplotypdiversität H_D – mathematisch die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig aus der Population gezogene Allele verschieden sind. H_E liegt für Schleswig-Holstein zwischen 0,61 und 0,79 (Durchschnitt: 0,72), wogegen sie für die Vergleichspopulationen stets 0,80 oder mehr beträgt – mit Ausnahme von Tunesien, Sardinien und Mesola. Diese drei Populationen aber sind bekannt für ihre genetische Verarmung (s. HMWE et al. 2006a, HAJJI et al. 2007, 2008 und ZACHOS u. HAJJI 2007) und bilden wie die untere Grenze für die genetische Variabilität der Art Rothirsch in der Westpaläarkt. Alle drei Populationen haben – bedingt durch menschliche Verfolgung - im 20. Jahrhundert drastische Einbrüche in der Populationsgröße (sog. Bottleneck- oder Flaschenhalsereignisse) durchlebt, in denen die Bestände z. T. auf nur wenige Individuen geschrumpft sind. Entsprechend werden die nordafrikanischen (*Cervus elaphus barbarus*) und die sardisch-korsischen Rothirsche (*Cervus elaphus corsicanus*) auch in der internationalen Roten Liste der IUCN (World Conservation Union, Welt-Naturschutz-Union) geführt. Der internationale Vergleich zeigt somit eine deutliche genetische Verarmung der schleswig-holsteinischen Rotwildvorkommen.

Auffällig ist besonders die völlige Einförmigkeit in Bezug auf die mitochondriale DNA in Segeberg, im Duvenstedter Brook sowie in Barlohe. In der letztgenannten Population war jedoch der Stichprobenumfang mit $n = 7$ sehr gering. Es ist daher durchaus nicht unwahrscheinlich, dass weitere Varianten (man spricht bei mitochondrialer DNA von Haplotypen) nachgewiesen werden.

Insgesamt wurden nur neun verschiedene Haplotypen in Schleswig-Holstein gefunden. In einer vom Umfang vergleichbaren Studie fanden ZACHOS et al. (2006) in 104 analysierten schleswig-holsteinischen Rehen 27, also dreimal so viele Haplotypen. 120 von FEULNER et al. (2004) untersuchte serbische und rumänische Rothirsche wiesen immerhin 14 verschiedene Haplotypen auf.

Aus der Verteilung der neun mitochondrialen Haplotypen ergibt sich ein interessantes Bild der genetischen Strukturierung der schleswig-holsteinischen Rothirsche. Der Haplotyp 1 ist bei weitem der häufigste, doch kommt er im Duvenstedter Brook sowie in Lauenburg nicht vor. Er ist aber charakteristisch für die Gruppe Barlohe, Elsdorf-Westermühlen, Hasselbusch und Segeberg, wo er für 57 von 64 untersuchten Tieren (89%) nachgewiesen wurde. Der einzige in Duvenstedt gefundene Haplotyp findet sich nirgends sonst und drei der vier in Lauenburg nachgewiesenen Varianten (darunter der bei weitem häufigste) sind ebenfalls auf diese Population beschränkt (s. Tabelle 11).

Haplotyp	BA	DB	LB	EW	HB	SF
HT1	7			11	12	27
HT2			1			
HT3			3			
HT4			34			
HT5			5		3	
HT6		11				
HT7				1		
HT8				1	1	
HT9					1	

Tab. 11: Verteilung der neun für Schleswig-Holstein nachgewiesenen mitochondrialen Haplotypen.

Es zeigen sich drei verschiedene genetische Linien in Schleswig-Holstein, eine im Duvenstedter Brook, eine zweite in Lauenburg und eine dritte im Bereich Barlohe/Elsdorf-Westermühlen/Hasselbusch/Segeberger Forst. Dieses Ergebnis steht in Einklang mit der Historie der Bestände: Lauenburg hat seit der Öffnung der Grenze zur ehemaligen DDR wieder Anschluss an die Rothirschvorkommen in Mecklenburg, die Population des Duvenstedter Brooks wurde mit aus Polen, Österreich und Ungarn eingeführten Tieren begründet (vgl. JESSEN 1988) und die vier übrigen Bestände sind historisch vernetzt (Hasselbusch entstand in der zweiten Hälfte des 19. Jh. durch einwandernde Segeberger Hirsche, der Bestand in Elsdorf-Westermühlen gründet sich auf Tiere aus dem Bereich Barlohe).

5.3 Konsequenzen

Die Hauptergebnisse der genetischen Studie sind einerseits die sehr geringe Variabilität der Bestände und andererseits das Vorhandensein dreier verschiedener genetischer Linien. Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die Ergebnisse der mitochondrialen DNA-Analysen nur für mütterliche Linien gelten, männliche Einträge können mit dieser Methode nicht untersucht werden. Die Daten zu den Mikrosatelliten und die im Rahmen dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse zeigen jedoch, dass männliche Wanderungen wahrscheinlich zwischen den genetischen Linien nur selten vorkommen.

Aus genetischer Sicht ergibt sich damit die dringende Notwendigkeit, der fortschreitenden Isolation der einzelnen Bestände entgegenzuwirken, insbesondere, da diese durch die Weiterentwicklung der Infrastruktur noch verstärkt werden wird. Hierbei sind zwei Aspekte zu unterscheiden: (1) Austausch zwischen den Populationen (also etwa zwischen Hasselbusch und Segeberg) und (2) Austausch zwischen den drei genetischen Linien. Letzterer sollte so schnell wie möglich erreicht werden, da der Effekt der genetischen Auffrischung bei Austausch zwischen den vier Populationen der nördlichen Linie (Elsdorf-Westermühlen, Barlohe, Segeberg und Hasselbusch) begrenzt ist.

In diesem Zusammenhang spielt die Zuwanderung von Rothirschen aus dem deutsch/dänischen Grenzvorkommen in den Norden Schleswig-Holsteins eine besondere Rolle. Eine genetische Analyse dieser Tiere ist Gegenstand des laufenden Rotwildprojektes. Sollte sich herausstellen, dass es sich um Tiere einer anderen genetischen Linie handelt als diejenige, die im Zentrum des Landes im wesentlichen von Haplotyp 1 definiert wird, so wäre eine Anbindung des Grenzvorkommens an Elsdorf-Westermühlen von hoher Bedeutung für einen Erhalt bzw. die Förderung genetischer Diversität.

Obwohl die Populationen Elsdorf-Westermühlen, Aukrug/Barlohe, Hasselbusch und Segeberger Heide zu derselben Linie gehören, ist eine Vernetzung untereinander unbedingt wünschenswert. Zwar wird damit langfristig wahrscheinlich die genetische Variabilität nicht entscheidend gesteigert, doch können die kurzfristigen Folgen der Inzucht damit abgemildert werden. Dies liegt daran, dass aus anderen Populationen eingewanderte Tiere - ungeachtet der Tatsache, dass sie derselben Linie angehören - weniger nahe mit den Tieren der Population, in die sie einwandern, verwandt sind als untereinander. Erst eine Vernetzung der zentralen Populationen untereinander gewährleistet auch eine Verbindung der (derzeit, ohne Jardelund) genetischen Linien.

Die Situation im Hasselbusch erscheint aus genetischer Sicht problematisch. Neben der im ganzen Zentralvorkommen niedrigen genetischen Variabilität häufen sich hier Missbildungen. Brachygnathie ist mit großer Wahrscheinlichkeit als Inzuchtfolge einzustufen und wäre damit ein erstes Indiz für Inzuchtdepression in Schleswig-Holstein. Andere Auswirkungen von Inzucht wie allgemeine Reduktion der Vitalität, verminderte Resistenz gegen Parasiten bzw. Krankheiten oder geringere Reproduktionsleistung (s. SLATE et al. 2000) sind nicht so offensichtlich wie morphologische Fehlbildungen, können aber durchaus auftreten oder bereits manifest sein. Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass Trophäenqualität oder hohes Körpergewicht für sich genommen nicht gleichzusetzen sind mit einem genetisch gesunden Bestand.

Schätzungen haben für die kleinsten Populationen des Landes, Elsdorf-Westermühlen und Hasselbusch, ergeben, dass die effektive Populationsgröße hier ca. 7 beträgt, was einem Inzuchtanstieg von $1/(1 \times 7) \approx 7\%$ pro Generation entspricht. Das ist siebenmal höher als der oben erwähnte theoretisch tolerable Schwellenwert, und selbst wenn die effektive Populationsgröße deutlich höher sein sollte, wäre dieser Schwellenwert in jedem Fall überschritten. Trotz des theoretischen Hintergrundes verdeutlichen solche Einschätzungen den akuten Handlungsbedarf.



6 Einfluss der Jagd auf Lebensraumer-schließung und Migration

Neben Populationsgröße und -struktur ist letztendlich der tatsächliche Anteil abwan-dernder Individuen entscheidend für die Möglichkeiten eines Vorkommens sich aus-zudehnen oder benachbarte Populationen zu erreichen. Schließt man anderweitige Ursachen wie z.B. anhaltende negative Veränderungen des ursprünglichen Lebens-raumes oder ein Anwachsen des Bestands über die Lebensraumkapazität aus, erfolgen Abwanderungen überwiegend im Zuge der entwicklungsbedingten Suche eines Indi-viduums nach einem eigenen Streifgebiet. Sie konzentrieren sich somit auf die Alters-gruppe der Schmaltiere bzw. jungen Alttiere und der junger Hirsche.

Die Randbereiche der Vorkommen sind nicht selten kaum oder nur dünn von Rotwild besiedelt. Eine flächige Nutzung der derzeitigen Großlebensräume und die Besiedlung von Trittsteinen sind jedoch von entscheidender Bedeutung für einen funktionierenden Lebensraumverbund, ebenso wie das Vorhandensein einer ausreichenden Zahl von migrationsbereiten Individuen (vor allem junge Hirsche) für einen Austausch zwischen den Populationen. Abwanderungen oder auch die Neubesiedlung angrenzender Lebens-räume können daher durch einen Abschuss potentieller Pionierindividuen – insbeson-dere in den Randbereichen eines Lebensraumes – aber auch durch Abschusshöhe und -struktur in den Kernbereichen effektiv unterbunden werden. Neben lebensraumbezo-genen Maßnahmen kann ein effektiver Lebensraumverbund für den Rothirsch durch eine strukturelle Steuerung der Populationen gefördert werden. In Abhängigkeit der Rahmenbedingungen kann es sinnvoll sein, junge Hirsche gezielt zu schonen.

Der Einfluss der Jagd auf die Struktur einer Population soll daher an einer einfachen Simulation verdeutlicht werden.

In der Folge wird eine unterschiedliche jagdliche Behandlung eines Rotwildbestandes simuliert. Vorgegeben ist ein Frühjahrsbestand von 400 Stück Rotwild im GV von 1:1. Die Verteilung auf die Altersklassen erfolgt im Anhalt an BÜTZLER (2001) mit einem relativ steilen Altersaufbau. Die Abbildung 13 zeigt den Ausgangssommerbestand mit einem leichten Überhang an Hirschkälbern. Als Zuwachsrate wurde bei den 2-jährigen Alttieren ein Anteil von 60% angesetzt, bei den übrigen Alttieren 88%.

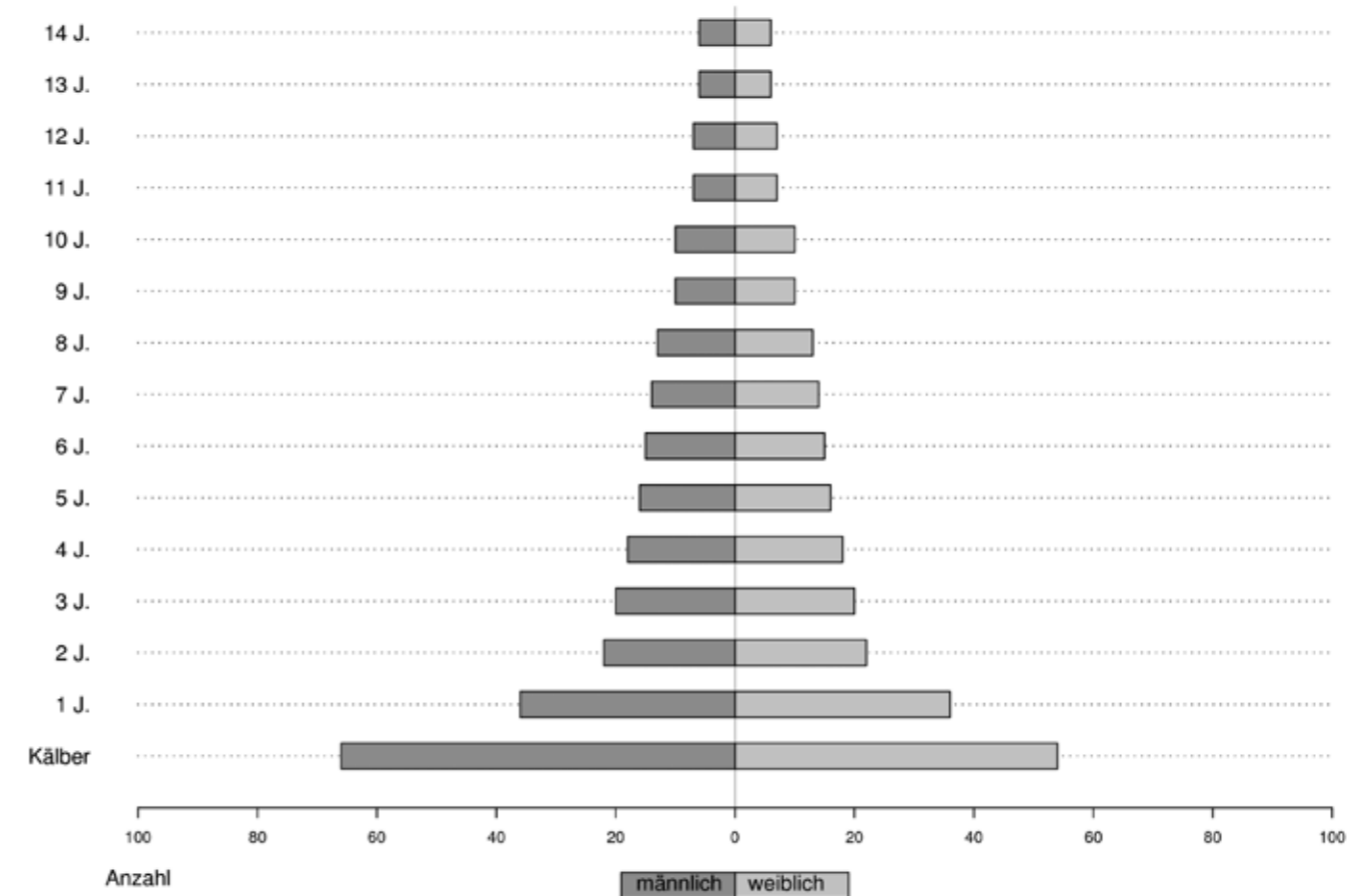
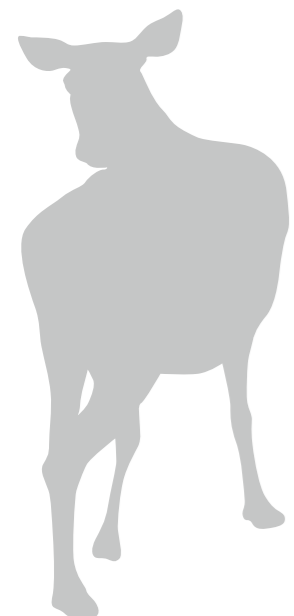


Abb. 13: Ausgangsbestand der Simulation.

Dieser Altersaufbau insbesondere für den Anteil der Hirsche entspricht dem Hegeziel, einen ausreichenden Anteil reifer Hirsche zu erhalten. Tabelle 12 zeigt die Abschussver-teilung mit Schwerpunkt auf den jungen Altersklassen.

	Kälber	1 jährig	2 – 4 jährig	5 – 9 jährig	10 und älter
Männlich	23 = 33%	11 = 16%	15 = 22%	7 = 10%	13 = 19%
Weiblich	23 = 35%	15 = 23%	11 = 17%	9 = 13%	8 = 12%

Tab. 12: Exemplarische Abschussverteilung für den o.g. Ausgangsbestand bei Zielsetzung einer weitgehend stabilen Bestandshöhe und ausreichendem Anteil alter Hirsche.

Wie Abbildung 14 zeigt, ist bei diesem Szenario der Bestand nach 20 Jahren nur leicht angewachsen: ohne Kälber auf 436 Stück Rotwild, davon 209 weibliche Tiere. Das Durchschnittsalter sank in der weiblichen Population von 4,3 Jahre auf 3,6 Jahre, bei den Hirschen dagegen nur von 4,1 Jahre auf 4,0 Jahre. Der weibliche Anteil der Po-pulation hat sich in seiner Verteilung auf die Altersstufen nicht verändert, während der männliche Anteil eine etwas breitere Spitze bekommen hat. Der Anteil der potentiell migrierenden Hirsche im Alter 2 – 4 jährig bleibt unvermindert schmal.

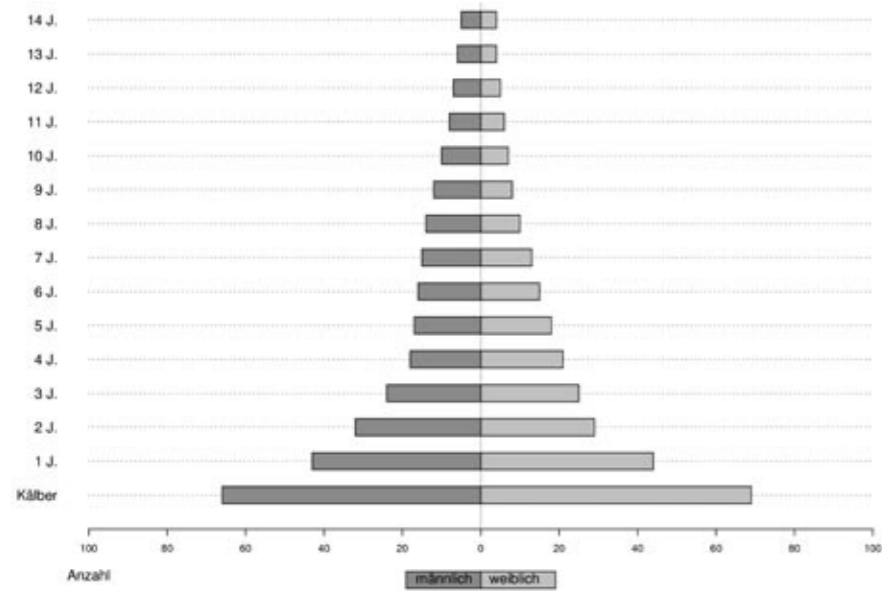


Abb. 14: Bestand der Simulation mit Abschussverteilung gemäß Tab. 12 nach 20 Jahren.

Wird nun ein höherer Anteil der jüngeren Altersstufen als Hegeziel formuliert, so muss die Abschussverteilung geändert werden. Hierfür kommen nur die Abschussanteile der Kälber und Schmalspießer in Frage. Da in den Monaten August bis Dezember Kälber in der jagdlichen Praxis kaum nach dem Geschlecht unterschieden werden können, wurde bei beiden Geschlechtern mit der gleichen Überlebensrate gerechnet. Eine Vorgabe hinsichtlich eines Überhanges weiblicher Kälber in der Abschussplanung führt erfahrungsgemäß nur dazu, dass diese Vorgaben in den Statistiken, aber nicht in der Realität eingehalten werden (Reinecke 1998). Eine Reduktion des Kälberabschusses führt zwangsläufig zu einer Bestandserhöhung, so dass nur die Gruppe der Schmalspießer für eine Variation der Abschussverteilung verbleibt. Sie bietet auch den wichtigen Vorteil der eindeutigen Identifizierbarkeit in der Praxis, so dass eine Variation des Abschusses eindeutig einer Gruppe nach Geschlecht und Alter zugeordnet werden kann.

Zur Verdeutlichung der Wirkungsweise wurden im nachfolgenden Szenario die Abschussanteile, wie in Tabelle 13 gezeigt, geändert. Hierbei ist zu beachten, dass sich die Prozentangaben nur auf den Anteil der einzelnen Altersklassen am Abschuss beziehen, nicht auf die zu Grunde liegende Gesamtpopulation.

	Kälber	1-jährig	2-4-jährig	5-9-jährig	10 und älter
Männlich	26 = 35%	0 = 0%	18 = 24%	20 = 26%	11 = 15%
Weiblich	23 = 34%	15 = 23%	12 = 16%	10 = 15%	8 = 12%

Tab. 13: Exemplarische Abschussverteilung für den o.g. Ausgangsbestand bei Zielsetzung einer Erhöhung des Anteils junger Hirsche.

Die Abbildung 15 zeigt, wie sich die Struktur der Population verändert. Der Anteil der jungen Hirsche steigt, wobei sich das Geschlechterverhältnis deutlich zu Gunsten der Hirsche verschiebt. Die Population wächst in 20 Jahren auf 536 Stück Rotwild ohne Kälber an, davon 327 Hirsche. Das Durchschnittsalter der Hirsche ist auf 3,5 Jahre gesunken.

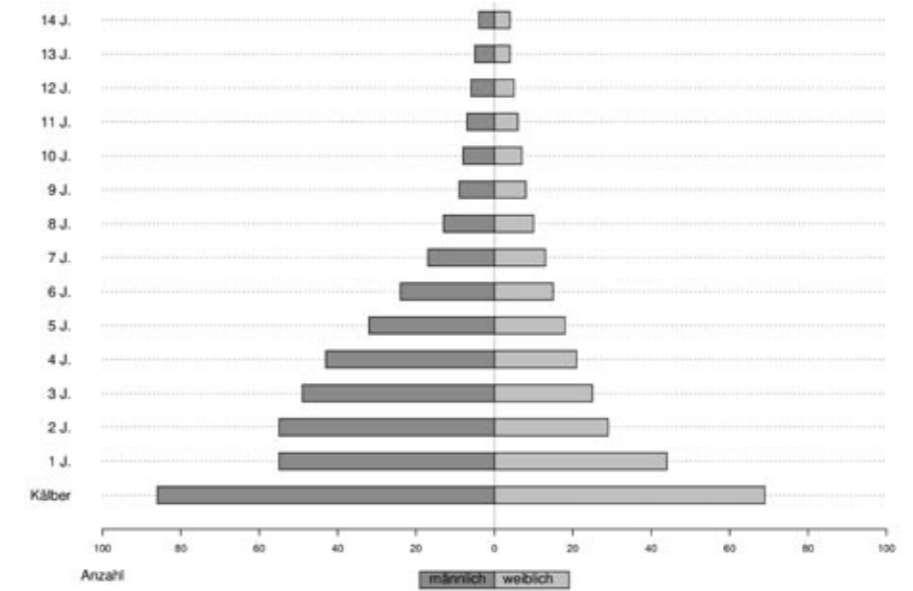


Abb. 15: Bestand der zweiten Simulation mit Schonung der Schmalspießer nach 20 Jahren.

Das Ziel der Simulationen ist es nicht, eine reale Rotwildpopulation nachzubilden, sondern sie sollen die Möglichkeiten und Auswirkungen menschlichen Eingreifens quantifizieren. Die Ergebnisse zeigen, dass es möglich ist, über eine Verschiebung der Abschussanteile eine entsprechende Verschiebung der Altersklassen zu erreichen. Die Verteilung des Abschussanteils weiblichen Wildes sollte für einen möglichst geringen Anstieg der Population sorgen. In der ersten Simulation beträgt das durchschnittliche Wachstum des weiblichen Bestands 0,3%, beim männlichen Wild 0,5%. Bei der zweiten Simulation steigt der weibliche Bestand um durchschnittlich 0,2%, der Anteil der Hirsche um durchschnittlich 2,0% jährlich. Dieses geringe Wachstum geht auf den hohen Anteil potentiell reproduzierender Stücke am Abschuss zurück. Das Verhältnis von Alttieren zu erlegten Kälbern beträgt bei der ersten Simulation 1:2, bei der zweiten 1:1,2. Ein vergleichender Blick auf reale Streckenstatistiken zeigt, dass solche enge Verhältnisse nur sehr selten über längere Zeiträume erreicht werden.

Will man einen erhöhten Eingriff in die Mittelklasse auf Kosten des Anteils alter Hirsche vermeiden, ist eine Steigerung des Anteils junger Hirsche mit einer (wenn auch moderaten) Bestandserhöhung verbunden. In den Kernbereichen der meisten schleswig-holsteinischen Rotwildvorkommen ist dies unter Wildschadensaspekten jedoch problematisch. Die heute in den Rotwildvorkommen Schleswig-Holsteins vorliegenden Populationsgrößen resultieren aus der Anpassung der Bestände an die Erfordernisse der Landnutzung, insbesondere der Forstwirtschaft. Will man Wildkonzentrationen in den Kernbereichen begrenzen, ist eine strukturelle Veränderung der Abschussgliederung bezogen auf eine Hegegemeinschaft allein nicht geeignet, um den Anteil migrationsbereiter Tiere eines Bestands zu erhöhen. Vielmehr spielt unter den vorliegenden landschaftlichen Rahmenbedingungen die räumliche Verteilung des Abschusses eine entscheidende Rolle.

Für das Ausbreitungsverhalten einer Population im Sinne einer Neubesiedlung von Lebensräumen ist der Anteil weiblicher Pionierindividuen entscheidend. Spielt die Lebensraumschließung weiblicher Tiere in Bezug auf einen Individuenaustausch zwischen den schleswig-holsteinischen Rotwildvorkommen auch eine eher untergeordnete Rolle, so ist der Mechanismus dennoch entscheidend für eine großräumige Besiedlung der derzeit genutzten Lebensräume. Der Ablauf solcher Besiedlungsprozesse soll durch ein einfaches Modell verdeutlicht werden.

Angenommen wird ein Rotwildlebensraum mit vier Zonen unterschiedlicher Besiedlungsintensität. Als Grundbestand werden gesetzt: Zone 1 – 60 Stück, Zone 2 – 30 Stück, Zone 3 – 15 Stück, Zone 4 ist vorerst rotwildfrei. Der Grundbestand der jeweiligen Zone repräsentiert *nur* die potentiell migrationsbereiten Individuen. Der Rotwildbestand expandiert von der Kernzone in Richtung der rotwildfreien Randzone. Jährlich wandern 10 % der Tiere in die nächste Zone ein. Von den 10 % abwandernder Tiere gelangen 60% (Überlebensrate) tatsächlich in die nächste Zone. Vor dem Hintergrund der hier simulierten Erschließung neuer Lebensraumkapazitäten wird ein jährliches Wachstum des jeweiligen Grundbestands von 2% unterstellt. Darüber hinaus wird hier nur die Abwanderung bzw. Zuwanderung als einziger Einflussfaktor auf die Bestandsentwicklung betrachtet. Der Bestand in Zone 4 wird somit aus der Zuwanderung aufgebaut, innerhalb des Betrachtungszeitraums von 10 Jahren gibt es jedoch keine Abgänge.

Die Abbildung 16 zeigt die Entwicklung nach 10 Jahren. Bleibt der Grundbestand in Zone 1 ungefähr stabil, so steigt der Bestand in Zone 2 und Zone 3 auf Basis von Zuwanderung und Wachstum langsam an. Voraussetzung für eine Besiedlung der Zone 4 ist ein Bestandswachstum in Zone 2 und 3 bzw. ein ausreichend hoher Grundbestand in diesen Bereichen. Zu berücksichtigen ist, dass der Grundbestand sich jeweils nur aus potentiell migrationsbereiten jungen Tiere zusammensetzt. Bezieht man die in der Praxis vorliegende Begrenzung der Bestandshöhen und einen effektiven Eingriff in den Rotwildbestand der Randzone ein, wird deutlich, dass eine Neubesiedlung von Lebensräumen in der Realität nur schwer möglich ist.

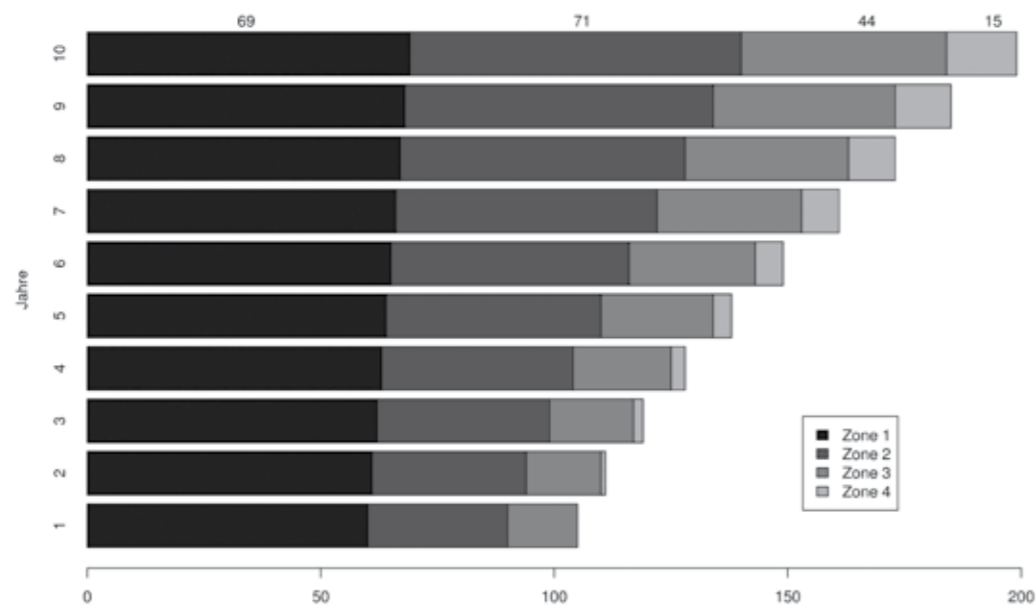


Abb. 16: Ausbreitungsverhalten eines fiktiven Rotwildbestands aus potentiell migrationsbereiten weiblichen Tieren.

Unabhängig von der stark vereinfachten Darstellung wird der gravierende Einfluss der Abschussgestaltung auf Migration und Ausbreitung deutlich. Das Bejagungsregime außerhalb der Kernbereiche eines Rotwildlebensraumes bestimmt das Ausbreitungspotential eines Bestands. Bereits moderate jagdliche Eingriffe können Ausbreitung oder Migration unterbinden. In der Realität beschleunigt sicherlich die gelegentliche Abwanderung adulter Tiere bzw. ganzer Familienverbände (aus unterschiedlichen Ursachen) eine Ausbreitung. Eine Habitatqualität zwischen Kern und Randbereichen – wie in Schleswig-Holstein häufig der Fall – verstärkt jedoch die Bindung eines Bestands an seinen lokalen Lebensraum.



Mit der Gestaltung der Bejagung in der Jugendklasse und der räumlichen Abschussverteilung stehen zwei mögliche Steuerungsinstrumente für die großräumige Erschließung der verfügbaren Lebensräume und die Förderung der Migrationsaktivität zwischen den Rotwildvorkommen zur Verfügung. Gleichzeitig verdeutlichen die beiden Beispiele die Möglichkeit einer effektiven und gezielten Steuerung der Rotwildverbreitung im Land im Hinblick auf die derzeit unbesiedelten Räume.

7 Rotwildverbreitung

Die jagdliche Raumordnung des Landes Schleswig-Holsteins sieht ein in sich geschlossenes Verbreitungsgebiet vor, das 2005 um das Vorkommen Jardelunder Moor – Fröslev ergänzt wurde.

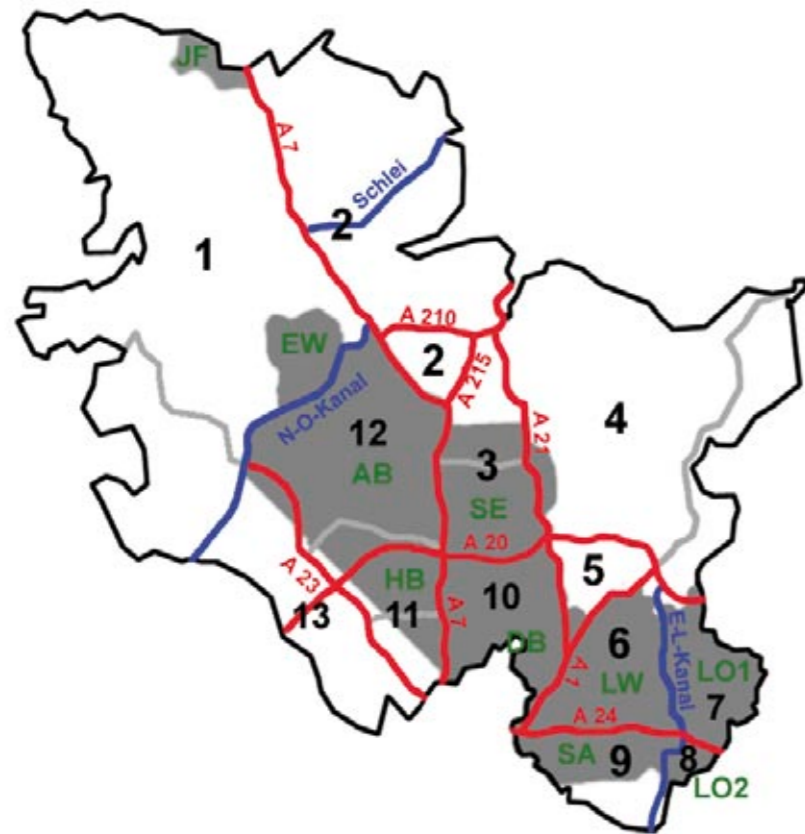


Abb. 17: Rotwildregionen Schleswig-Holsteins nach Infrastrukturlinien und aktuelles behördliches Rotwildverbreitungsgebiet (grau) nach dem Erlass von 1980 (rot: rotwildrelevante Autobahnen, grau: Autobahnstrecken untergeordneter Bedeutung und Grenzen/Substrukturierungen innerhalb eines Lebensraumes).

Anliegen des Erlasses von 1980 und der Ergänzung von 2005 waren, eine revierübergreifende Hege innerhalb der etablierten Rotwildlebensräume zu ermöglichen, die Austauschbeziehungen zwischen den Vorkommen sicherzustellen, dabei jedoch eine dauerhafte Besiedlung konfliktträchtiger Bereiche wie den Norden und Nord-Osten des Landes zu verhindern. Die Landschaftsstruktur Schleswig-Holsteins mit einem geringen Waldanteil und überwiegend vergleichsweise kleinen Waldflächen bringt durch die Einstandwahl des Rot- und Damwildes eine hohe Schadensexposition kleiner Wirtschaftswälder insbesondere gegenüber Schälschäden mit sich. Das Land verfügt über einen insgesamt hohen Damwildbestand mit regionalen Verbreitungsschwerpunkten. Eine über die damalige Verbreitung des Rotwildes hinaus gehende Besiedlung des Landes sollte durch die behördlichen Vorgaben vermieden werden. Gleiches gilt für das Damwild, dessen Verbreitung ebenfalls in einem Erlass von 1980 geregelt ist.

Die Rotwildverbreitung entspricht heute mit Ausnahme des nördlichen Landesteils und kleinerer Veränderungen weitgehend der bei Festlegung des Verbreitungsgebietes, das von Damwild besiedelte Gebiet dagegen hat sich erheblich vergrößert.

Die Rahmenbedingungen in Bezug auf den Rotwildlebensraum und die Verbundbeziehungen zwischen den Vorkommen haben sich teils gravierend verändert. Neben der genetischen Situation muss den Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Rotwildlebensräumen zunehmend Rechnung getragen werden. Durch eine Berücksichtigung der vorhandenen Lebensraumkorridore im Rahmen der Straßenplanungen wurden erste Grundlagen für eine langfristige Sicherung der Verbundbeziehungen zwischen den einzelnen Populationen geschaffen. Das räumliche Rotwildmanagement hat jedoch einen erheblichen Einfluss auf die Funktionstüchtigkeit von Migrationsachsen. Neben einer besonderen Berücksichtigung der Korridore innerhalb der Hegegemeinschaften ist es notwendig, dass die veränderten Rahmenbedingungen Eingang in die behördlichen Vorgaben zur Rotwildverbreitung finden. Die Aufrechterhaltung einer jagdlichen Raumordnung beim Rotwild ist in Schleswig-Holstein aus unterschiedlichen Gründen weiterhin geboten.

Die räumliche Gliederung der Lebensräume ermöglicht überwiegend eine Eingrenzung der für den Verbund der derzeitigen Vorkommen relevanten Bereiche. Eine Notwendigkeit für die zusätzliche Besiedlung abgeschlossener Teillebensräume (z.B. Plön/Ostholstein, Angeln) durch Rotwild ist daher aus wildökologischer Sicht nicht herleitbar, oder aufgrund fehlender Lebensraumausstattung nicht zu erwarten. Das bisherige Verbreitungsgebiet umfasst jedoch nicht alle für den Lebensraumverbund bzw. den Austausch zwischen den Rotwildvorkommen relevante Regionen. Zusätzlich zum Rotwildverbreitungsgebiet sollten daher Migrationsbereiche Eingang in die behördlichen Regelungen finden.

Eine Sonderrolle nimmt derzeit das Gebiet nördlich des Nord-Ostsee-Kanals/westlich der A 7 ein, das nicht Gegenstand der bisherigen Arbeiten war. Die Notwendigkeit und die Möglichkeiten für einen Lebensraumverbund zwischen der deutsch – dänischen Grenzpopulation und dem Vorkommen Elsdorf – Westermühlen sind daher Teil des laufenden Projektes zur Sicherung genetischer Diversität beim Rothirsch in Schleswig-Holstein.

7.1 Rotwildverbreitungsgebiet

Das im Erlass von 1980 skizzierte Verbreitungsgebiet orientiert sich an den Gemeinde- oder Kreisgrenzen bzw. folgt einem nur theoretischen Verlauf zwischen einzelnen Landschaftsmarken. Abgesehen von einem aus der Entwicklung des Lebensraumes resultierenden Handlungsbedarf sollte der Grenzverlauf im Sinne einer verbesserten Nachvollziehbarkeit und Praktikabilität der Regelungen den Gegebenheiten angepasst werden. Das Rotwildverbreitungsgebiet würde sich vorrangig an den Infrastrukturlinien orientieren, die real die Grenzen der jeweiligen Lebensräume oder Migrationsbereiche bilden, bzw. an der Landesgrenze.

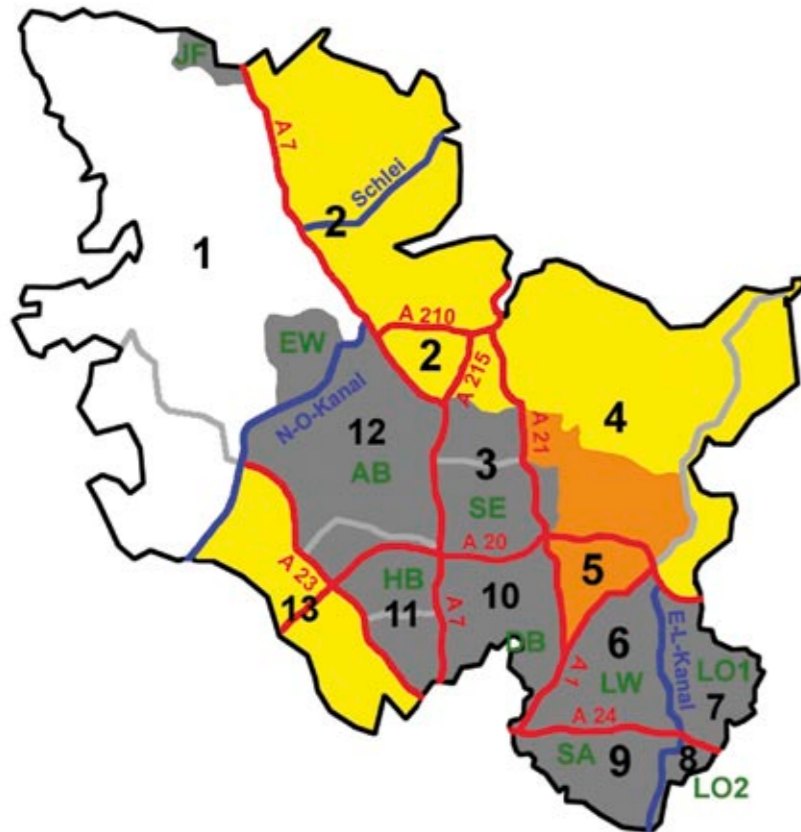


Abb. 18: Vorschlag zur Neugestaltung der behördlichen Rotwildverbreitung für Schleswig-Holstein (grau – Verbreitungsgebiet, gelb – rotwildfrei, orange – Migrationsbereich, weiß – Status offen).

Es werden folgende Abgrenzungen vorgeschlagen:

- Nord-Ostseekanal, Grenze des Vorkommens Elsdorf entlang der Kreisgrenze Rendsburg und der B 77.
- A 7 zwischen Nord-Ostseekanal und Abf. Bordesholm, entlang der L 49 nach Osten bis zur B 404/A 21 bei Nettelsee.
Das Verbreitungsgebiet sollte bis zur L 49 in Richtung Norden erweitert werden. Es schließt so die wichtigste Verbundachse für Schalenwild an der zukünftigen A 21 zwischen Kiel und Stolpe ein. Unter wildökologischen Gesichtspunkten wurde im Rahmen der Planungen eine entsprechend dimensionierte Wildunterführung zur Aufrechterhaltung der Durchlässigkeit der A 21 für mobile bodenlebende Arten empfohlen.

- A 21 zwischen Nettelsee und Bornhöved, entlang der L 69 (Tarbek), L 68 (Tensfeld, Blunk, Klein Rönnau), B 432 bis Bad Segeberg.
Das Verbreitungsgebiet sollte hier weitgehend den potentiellen Kernlebensraum des Rotwildvorkommens östlich der A 21 einschließen. Die kleinräumige Abgrenzung sollte hier regelmäßig überprüft und ggf. im Hinblick auf die Freigabe bzw. die Zugehörigkeit einzelner Reviere zur Hegegemeinschaft *lokal* der realen Einstandswahl der Teilpopulation flexibel angepasst werden.
- A 21 bis A1, entlang der A 1 Richtung Osten bis zur A 20, A 20 bis zur Landesgrenze.
Der bisher im Rotwildverbreitungsgebiet enthaltene Bereich im Dreieck zwischen A 21 und A 1 ist aufgrund der Barrierewirkung der beiden Trassen überflüssig und würde durch eine Neubewertung des Teillebensraumes als „Migrationsbereich“ (s.u.) abgedeckt.
- Verlauf der Landesgrenze zu Mecklenburg-Vorpommern und Hamburg.
Die Abgrenzung des Vorkommens Lauenburg Süd (Sachsenwald und östlich des Elbe-Lübeck-Kanals) in Richtung Süden sollte bis an die Landesgrenze erweitert werden. Die Etablierung größerer Bestände ist hier nicht zu erwarten. Neben einer Vereinfachung der Regelungen ist das Auftreten von Rotwild im Sinne einer Steigerung der Chancen für eine Querung des Kanals wünschenswert.
- A 23 bis Nord-Ostsee-Kanal.
Der Grenzverlauf des Verbreitungsgebietes sollte sich an der A 23 orientieren. Westlich der Autobahn fehlt aufgrund der deckungsarmen Landschaft und vor allem durch den hohen Zersiedlungsgrad das Lebensraumpotential für ein Vorkommen von Rotwild. Östlich hiervon auftretendes Rotwild wäre jedoch (im nördlichen Bereich nur bis zum Bau der A 20) ggf. von hoher Bedeutung für die Ausgangspopulation Hasselbusch (Individuenzahl, Lebensraumverbund). Im Hinblick auf (weitgehend nicht zu erwartende) zukünftige Migrationstendenzen innerhalb des Raumes zwischen A 7 – A 23 – B 206 sollte hier eine Freigabe von Rotwild außerhalb der Hegegemeinschaft unterbleiben (entsprechend der geltenden Regelungen) oder wenn erforderlich nur im Einvernehmen mit dieser erfolgen.

Für einen funktionierenden Lebensraumverbund sind die Randreviere der Vorkommen in den Korridorbereichen innerhalb wie außerhalb der Hegegemeinschaften von besonderer Bedeutung. Die derzeitige Erlasslage erlaubt bereits eine Überführung von angrenzenden Standwildrevieren in die Hegegemeinschaften, um eine einheitliche Bewirtschaftung zu erreichen. Gemäß der aktuellen Regelung sollte außerhalb der Hegegemeinschaften für die Fläche des Verbreitungsgebietes grundsätzlich keine Freigabe von Rotwild erfolgen. Innerhalb der Flächen der Hegegemeinschaften sollten Randreviere/Wechselwildreviere (unabhängig von der realen Zugehörigkeit zu dieser) in für den Lebensraumverbund wichtigen Bereichen *grundsätzlich* nur Kahlwild erlegen dürfen. Hirsche – hier vor allem die Jugendklasse – sollte nur bei stabilem Vorkommen einer entsprechenden Anzahl freigegeben werden, um gegebenenfalls wandernde Individuen zu schonen.

7.2 Migrationsbereiche

Der beschriebene Lebensraumkorridor aus der Segeberger Heide in Richtung Osten/Süd-Osten (Achsen E und F, vgl. Anhang) wird vom durch den Erlass von 1980 festgelegten Rotwildverbreitungsgebiet nicht erfasst.

Seine Bedeutung für eine Vernetzung der Rotwildvorkommen leitet sich überwiegend aus einer indirekten Verbindung zwischen den Vorkommen in der Segeberger Heide und im Duvenstedter Brook ab. Östlich der A 21 hat sich aus dem Segeberger Vorkommen ein fester, jedoch sehr kleiner Bestand etabliert. Wandernde Individuen in dem beschriebenen Großraum sind für die sehr kleine Teilpopulation von besonderer Bedeutung. Eine direkte Verbindung in die Vorkommen des Kreises Herzogtum Lauenburg ist aufgrund der Siedlungsstruktur entlang der A 1 unwahrscheinlich. Aus der Region existieren aktuelle Rotwildnachweise, das Wildtierkataster Schleswig-Holstein (vgl. Abb. 1) klassifiziert einige Gemeinden aus diesem Raum als Gebiete mit Rotwild als seltenem oder sogar ständigem Wechselwild. Vor dem Hintergrund der Lebensraumsituation des Rothirsches in Schleswig-Holstein sollten kontinuierliche Wanderungen bzw. Prozesse der Raumerschließung in dieser Region geduldet werden, soweit nicht übergeordnete Belange dem entgegen stehen. Eine generelle behördliche Freihaltung dieses Bereiches sollte angesichts der Lebensraumsituation des Rothirsches in Schleswig-Holstein vermieden werden.

Es wird daher empfohlen, den in Abb. 18 skizzierten Bereich als „Migrationsbereich“ auszuweisen, mit folgenden Begrenzungen:

- A21 bei Depenau in Richtung Osten entlang der L 67 bis Ascheberg/ Großer Plöner See,
- Südlicher Rand des Plöner Sees bis zum Schnittpunkt mit der Kreisgrenze Segeberg (Stadtbe/Glindgraben),
- Kreisgrenze Segeberg bis Hassendorf, L 306 bis Sarau, dann Siblin – Gießelrade – Holstendorf, B 432 in Richtung Osten bis zur A 1,
- A 1 in Richtung Süden bis A 21.

Der Migrationsbereich im Sinne einer behördlichen Gebietsklassifizierung soll hier als Region definiert werden, die zwar außerhalb der festen Rotwildverbreitung liegt, jedoch über ein erhöhtes Vernetzungspotential für den Rothirsch und einen festen Anschluss an die Rotwildvorkommen verfügt.

Eine dauerhafte Neubegründung vom Teilvorkommen entsprechender Dimension ist hierbei nicht erforderlich und auch auf Basis der landschaftsstrukturellen Rahmenbedingungen kaum zu erwarten. Eine Aufnahme in das Rotwildverbreitungsgebiet ist vorerst nicht sinnvoll. Allein aus Gründen der Wildschadensvermeidung in einem hier weitgehend von Damwild besiedelten Raum sollte eine systematische Hege des Rotwildes unter den aktuellen Rahmenbedingungen unterbleiben. Bilden sich jedoch angrenzend an die festen Rotwildvorkommen neue Standwildreviere heraus, sollten diese in die Hegegemeinschaften überführt werden, um eine revierübergreifende Kontrolle des Bestands zu gewährleisten.

Innerhalb des Migrationsbereiches (vgl. Abb. 18) sollte eine Abschussgenehmigung erst bei der Bildung fester Einstandsbereiche erteilt werden – d.h. bei einem festen, ganzjährigen Vorkommen von mehr als zwei Mutterfamilien bzw. mehreren Hirschen, oder bei von unabhängiger Seite bestätigten untragbaren Wildschäden und als erfolglos nachgewiesenen Vergrämungsversuchen. Die Unteren Jagdbehörden sollten die Freigabe gemäß einer Rahmenvorgabe oder im Einvernehmen mit der Obersten Behörde gezielt steuern. Eine Freigabe von Kälbern kann freigeiebig erfolgen und bereits den gewünschten Vertreibungseffekt erzielen. Bei Alttieren/Schmaltieren sollte diese deutlich restriktiver gehandhabt werden und für beide Altersgruppen erst nach erfolg-



reicher Erlegung des Kalbes ergehen. Eine separate Freigabe von Schmaltieren sollte unterbleiben, um diese Altersgruppe zu schonen und Verwechslungen mit jungen – ggf. führenden Alttieren – zu vermeiden. Spießler und junge Hirsche (Klasse III) sollten grundsätzlich geschont werden. Eine Abschusserteilung für mittelalte Hirsche (Klasse II, bevorzugt alt vor jung) wäre von Wildschadensaspekten abhängig zu machen wie auch die Freigabe älterer Hirsche (ab 10 Jahren, Klasse I) abseits des Einzugsbereichs des festen Vorkommens. Insbesondere der Abschuss von Hirschen sollte in den Randgebieten des angrenzenden Rotwildbestands zurückhaltend gehandhabt werden, um Bemühungen der Hegegemeinschaft nicht zu beeinträchtigen. Die o.g. Eckpunkte verfolgen das Ziel einer konsequenten Schonung der migrationsaktiven männlichen Altersgruppe. Um die praktische Handhabung zu erleichtern, kann die Behörde auf eine Freigabe nach Altersklassen verzichten und als Kriterium für die Erlegung das beidseitige Vorhandensein einer Krone voraussetzen. Kronenlose oder einseitige Kronenhirsche – also vor allem die jungen Hirsche – wären demgegenüber zu schonen.

Die hier genannten Regularien sind als Empfehlungen im Sinne eines effektiven Lebensraumverbundes zu verstehen. Das konkrete Vorgehen bei der Abschussfestlegung muss laufend den sich ändernden Rahmenbedingungen angepasst werden.

Nördlich der A 20 orientiert sich die hier vorgeschlagene (kleinräumig willkürliche) Abgrenzung an den von Rothirschen aus der Segeberger Heide vermutlich mehr oder weniger direkt nutzbaren Bereichen, d.h. am hier vorhandenen Korridor von Waldgebieten und der rotwildtauglichen Grünbrücke an der A 20 auf Höhe des Hainholzes. Darüber hinaus folgt sie zur einfachen Nachvollziehbarkeit nach Möglichkeit eindeutigen Landschaftsmarken.



7.3 Rotwildfreie Gebiete

Das Rotwildverbreitungsgebiet und die zugehörigen Migrationsbereiche decken in der vorgestellten Form alle für die Existenz und den Verbund der derzeitigen Vorkommen relevanten Regionen ab. Eine Neubesiedlung der Landesteile westlich der A 23, östlich der A 7 / nördlich der A 210 sowie Westensee/Großraum Kiel und Plön/Ostholstein ist aufgrund fehlender Verbundstrukturen und des begrenzten Lebensraumangebots schwierig bzw. westlich der A 23 sogar auszuschließen. Aus wildökologischer Sicht ist auf Basis der hier vorherrschenden Rahmenbedingungen eine *Notwendigkeit* für die Besiedlung dieser Teilbereiche nicht gegeben.

Vielmehr handelt es sich hierbei gerade in Bezug auf die Großräume Ostholstein und Angeln/Schwansen um eine gesellschaftspolitische wie wirtschaftliche Frage, die offenbar bisher von der Mehrheit der jeweiligen Grundeigentümer in den betreffenden Regionen verneint wird. Grund hierfür ist neben der befürchteten Schadensproblematik vor allem die bevorzugte Hege des Dam- bzw. des Sikawildes. Die erforderliche Konsensfähigkeit neuer Rotwildvorkommen zwischen den Grundeigentümern und regionalen Akteuren ist hier in absehbarer Zeit nicht zu erwarten. Im Sinne einer Entzerrung der unterschiedlichen Interessenslagen sollten diese drei Gebiete als rotwildfrei ausgeschieden werden. Hier auftretendes Rotwild sollte in Anlehnung an § 27 Bundesjagdgesetz erlegt werden, einschließlich der Hirsche, jedoch innerhalb der geltenden Jagdzeiten.

Großraum Elbmarsch/westlich A 23 bis zum Nord-Ostsee-Kanal

Mit Ausnahme des nördlichen Teils ist das Gebiet weitestgehend waldfrei und deckungslos. Die Siedlungsstruktur orientiert sich in weiten Teilen am Verlauf der Straßen und bildet so zusammen mit dem Infrastrukturnetz ein kleinräumiges Mosaik aus effektiven Sperrriegeln für Bewegungen wandernder bodenlebender Arten. Die geplante A 20 wird den Bereich zusätzlich in Ost-West-Richtung zerschneiden. Ein dauerhaftes Vorkommen von Rotwild ist hier auszuschließen. Aktuelle Rotwildnachweise liegen aus dieser Region nicht vor. Im Eventualfall einwandernde Einzeltiere wären durch den Straßenverkehr erheblich gefährdet und hätten keinerlei Bedeutung für einen Verbund der existierenden Rotwildvorkommen.

Großraum Kiel/Westensee

Der Bereich Westensee ist vollständig vom Autobahnnetz (A 7 – A 215 – A 210) umgeben und kann so derzeit nur schwer von Rotwild erreicht werden. Zuwanderungen wären aus dem Vorkommen Barlohe möglich. Trotz einer begrenzt strukturellen Eignung schließen die vollständige Isolation und die geringe Größe des Teillebensraumes eine dauerhafte Besiedlung durch Rotwild aus. Einwandernde Tiere haben für den Verbund der bestehenden Rotwildvorkommen keinerlei Bedeutung. In der Region existiert ein hoher Damwildbestand.

Eine vereinzelte Zuwanderung von Rotwild in den Bereich zwischen A 215 und A 21 nördlich Kiel aus der Segeberger Population ist aufgrund landschaftstruktureller Hindernisse unwahrscheinlich. Nördlich der L 49 bestehen keine Passagen zu benachbarten Lebensräumen, entsprechend dimensionierte Querungsbauwerke an der neuen A 21 sind hier nicht vorgesehen.

Schwansen/Angeln/Flensburg (A 210 – A 7 – Ostsee)

Das Gebiet nördlich der A 210 auf östlicher Seite der A 7 wäre von Rotwild nur aus Richtung Elsdorf-Westermühlen oder von zuwandernden Tieren aus dem deutsch-dänischen Grenzvorkommen zu erreichen. Das Autobahnnetz und die Lage der Stadt Flensburg führen dazu, dass der Raum keinerlei Bedeutung für einen Verbund der Rotwildvorkommen aufweist. Entsprechend dimensionierte Querungsbauwerke an der A7 fehlen. Die Region verfügt neben Damwild über ein größeres Vorkommen an Sikawild mit Schwerpunkten in den Bereichen Glücksburg, Ostangeln, Schwansen und Hütten, das durch die Autobahn von den Rotwildvorkommen getrennt ist. Um eine

Hybridisierung zu verhindern, sollte der Großraum rotwildfrei gehalten werden. Demgegenüber sollte westlich der Autobahn auftretendes Sikawild ebenfalls konsequent erlegt werden.

Ostholstein/Plön

Die Kreise Ostholstein und Plön sind Schwerpunkt der Damwildverbreitung. Der Damwildbestand erreicht hier zum Teil sehr hohe Dichten, insbesondere auf den Flächen größerer privater Grundeigentümer. Im Bereich Sierhagen existiert darüber hinaus das letzte kleine Muffelwildvorkommen des Landes. Bedingt durch die statische Raumnutzung des Muffelwildes ist der Bestand jedoch überwiegend auf Teile der Waldfläche nördlich Kassau begrenzt. Eine Ausweitung ist nicht zu erwarten und sollte ggf. unterbunden werden.

Sowohl nach Erhebungen des Wildtierkatasters Schleswig-Holstein wie auch nach eigenen Recherchen tritt hier immer wieder vereinzelt Rotwild auf (z.B. im Raum Lensahn oder Lütjenburg). Aufgrund der Landschaftsstruktur ist in dem gesamten Großraum im Grunde genommen nur eine Zuwanderung aus der Segeberger Heide (in nord-/nord-östlicher Richtung um Stolpe) möglich, soweit es sich nicht um Gatterwild handelt.

Der Großraum ist mit Ausnahme der zum Teil gezäunten Bundesstraßen weitgehend frei von absoluten linearen Barrieren. Die Siedlungsstruktur beeinträchtigt jedoch regional die Durchlässigkeit der Landschaft für wanderndes Rotwild und schränkt ebenso wie die zukünftige A 21 die Chancen für ein Erreichen dauerhaft geeigneter Lebensräume ein. Auch das Seensystem zwischen Plön und Eutin bildet zusammen mit den Siedlungsgebieten einen effektiven Riegel für Zuwanderungen von Rotwild aus der Segeberger Heide. Insbesondere der vergleichsweise walddreiche Raum nördlich und nord-östlich von Eutin weist jedoch ein ausreichendes Lebensraumpotential für den Rothirsch auf. Legt man die landschaftsstrukturelle Ausstattung in den übrigen Rotwildgebieten des Landes zu Grunde, wäre somit ein Vorkommen von Rotwild zumindest in Teilbereichen durchaus möglich. Durch die großräumigen Rahmenbedingungen und Vernetzungspotentiale wird jedoch ein Zuzug von Rotwild in einem zur Bestandsgründung ausreichenden Ausmaß stark erschwert. Voraussetzung für eine Besiedlung wäre darüber hinaus wahrscheinlich ein entsprechend hoher Populationsdruck in dem Teilvorkommen der Segeberger Heide östlich der A 21, der allein aus Gründen der Schadensvermeidung nicht zu erwarten ist.

Die zusätzliche Etablierung eines Rotwildbestandes in diesem Landesteil ist in Anbetracht der in wesentlichen Teilen des potentiellen Lebensraumes bevorzugten Hege des Damwildes zwischen den einzelnen Akteuren derzeit kaum konsensfähig und erscheint somit nicht umsetzbar. Hier vorkommende Individuen haben kaum Bedeutung für einen Verbund der derzeitigen Rotwildvorkommen. Abgesehen von der eingeschränkten Erreichbarkeit des Lebensraumes auf natürlichem Wege ist aus wildökologischer bzw. artenschutzorientierter Perspektive keine Notwendigkeit für eine Besiedlung des Landesteils zu erkennen.

7.4 Status des Gebietes nördlich Nord-Ostsee-Kanal zwischen A 7 und Nordsee

Die schleswig-holsteinische Seite des Vorkommens Jardelund gehört seit 2005 zum Rotwildverbreitungsgebiet. Zwischen der Grenze zu Dänemark und dem Nord-Ostsee-Kanal wurde in der Vergangenheit bereits immer wieder Rotwild bestätigt. Die aktuelle Dimension südgerichteter Wanderungen war jedoch kaum zu erwarten.

Das verstärkte Auftreten von Rotwild in diesem Raum führt zu erheblichen Landnutzungskonflikten. Der geringe Waldanteil bedingt eine erhöhte Schadensexposition der Einstandsbereiche in forstwirtschaftlich genutzten Wäldern. Insbesondere wandernde Hirsche können zur Feistzeit bereits in geringer Zahl erhebliche Schäden verursachen.

Die Bewegungen von Rotwild in diesem Raum belegen jedoch auch eine regionale Eignung des vom Offenland geprägten Raumes als Rotwildhabitat. Die Region verfügt über einige große Naturschutzflächen, die in Abhängigkeit ihres Deckungsangebots, ihrer Größe und der herrschenden Störungsintensität zumindest lokal sehr gut den Bedürfnissen des Rotwildes entsprechen.

Auch in diesem Landesteil existiert ein Damwildbestand erheblicher Größe, der sich weiter ausbreitet. Er geht nördlich des Kanals weit über die Grenzen der im Erlass von 1980 festgelegten Verbreitung hinaus (Hochwildhegering Flensburg, Damwildhegering Schleswig, Ostenfeld – Ohrstedt, Idstedtwege). Außerhalb dieser Bereiche gilt eine Abschussanordnung für weibliches Damwild und junge Hirsche.

Rotwild wie Damwild erschließen sich somit derzeit in zunehmendem Maß die Region als Lebensraum, obwohl für beide Arten entsprechend der bestehenden Erlasslage ein Vorkommen in der Fläche (mit Ausnahme der festgelegten Insellagen) nicht vorgesehen ist.

Beim Damwild ist diese Entwicklung offenbar aus rein praktischen Aspekten nicht umkehrbar, beim Rotwild gebieten Erwägungen des Artenschutzes eine sorgfältige Prüfung der Situation und derzeit zumindest eine eingeschränkte Duldung wandernder Tiere im Sinne der im Erlass (2005) formulierten Bindung der Abschusserteilung an erfolglose Vergärungsmaßnahmen. Eine ggf. durch Revierinhaber angestrebte *bevorzugte* Hege des Damwildes aus rein lokal jagdlichen Interessen gegenüber dem erst nachträglich einwandernden Rotwild sollte vermieden werden.

Eine Abschussfreigabe von Rotwild durch die Behörden muss daher vorerst sehr kritisch und gezielt erfolgen (z.B. mit Bindung an das Auftreten rotwildspezifischer Wildschäden).

Im Hinblick auf die vorliegende Problematik und die Ziele eines Lebensraumverbundes sollten bevorzugt und ggf. großzügig Kälber freigegeben werden, um den gewünschten Vertreibungseffekt zu erreichen. Eine Freigabe von Alttieren/Schmaltieren sollte nur in Zusammenhang mit – bzw. bevorzugt erst nach – einem entsprechenden Kälberabschuss erfolgen, Schmaltiere nicht gesondert freigegeben werden. Schmalspießer und junge Hirsche der Klasse III sollten nicht erlegt werden, um die für den Individuenaustausch zwischen den Populationen relevanten Altersklassen zu schonen. Eine Freigabe von alten Hirschen oder mittelalten Hirschen der Klassen I und II kann im Fall von konkreten Wildschadensproblemen (z.B. Feisteinstände) erforderlich sein (bevorzugt alt vor jung), dann jedoch außerhalb der direkten Einzugsbereiche der beiden relevanten Rotwildhegegemeinschaften Elsdorf und Jardelund/Fröslev. Entsprechend der Vorschläge für die Handhabung des Rotwildabschlusses in Migrationsbereichen kann auch hier als vereinfachtes Kriterium für die Freigabe das beidseitige Vorhandensein einer Krone herangezogen werden.



Holmer Moor Nord: Die für weite Teile des Landes typische strukturreiche Agrarlandschaft bietet ein hohes Potential für Wanderungen des Rothirsches (Foto: Meissner).

Die Landesfläche nördlich des Kanals liegt außerhalb des in diesem Rahmen bearbeiteten Bezugsraums. Die Bedeutung und die realen Möglichkeiten eines Individuenaustausches zwischen dem Rotwildvorkommen im Raum Jardelunder Moor und Elsdorf im Süden sind Gegenstand der laufenden Arbeiten. Nach derzeitigem Stand hat hier wanderndes Rotwild aus genetischer Sicht wahrscheinlich eine herausragende Bedeutung für die Vernetzung der schleswig-holsteinischen Rotwildpopulationen. Aktuell erscheint ein genetischer Eintrag aus dem deutsch/dänischen Vorkommen als die wahrscheinlichste und effektivste Chance zur Verbesserung der genetischen Situation des Zentralvorkommens im Land. Erfolgreiche Rotwildwanderungen in diesem Bereich werden daher ggf. ein Kernaspekt eines funktionierenden (überregionalen/nationalen) Lebensraumverbundes für den Rothirsch in Schleswig-Holstein sein. Die ggf. erforderlichen Bemühungen, einen Individuenaustausch zwischen den beiden nördlichen Vorkommen des Landes zu gewährleisten, sind jedoch nicht zwangsläufig mit einer Erweiterung des Rotwildverbreitungsgebietes verbunden.

Im Rahmen des laufenden Projektes soll ein Vorschlag zum Umgang mit dem Rotwild in der Region und zum Status in der behördlich festgelegten Rotwildverbreitung erarbeitet werden. Zentrale Punkte sollen neben der genetischen Untersuchung die Klärung vorhandener Lebensraumpotentiale, von Konflikten zwischen dem Vorkommen von Rotwild und den wirtschaftlichen Interessen der Landnutzer sowie die Entwicklung entsprechender Lösungsansätze zusammen mit den örtlichen Akteuren sein.

7.5 Vorkommen von Damwild und Rotwild

Die Damwildverbreitung im Land wird ebenfalls durch einen Erlass (1980) und eine Hegerichtlinie (1997) geregelt. Als grundsätzliche Grenzen der Damwildverbreitung werden die A 7 im Westen und die A 24 im Süden benannt, wobei räumlich begrenzte Ausnahmen nördlich des Nord-Ostsee-Kanals oder im Landkreis Steinburg vorgesehen sind. Der von Damwild besiedelte Lebensraum hat sich in den letzten Jahren rasant ausgedehnt, reicht mittlerweile deutlich über die vorgesehenen Grenzen hinaus und wird sich absehbar weiter entwickeln. Für ehemalige Niederwildreviere stellt das Damwild eine hochattraktive Ergänzung dar, so dass die behördlich gewünschte räumliche Begrenzung des Damwildbestands in der festgelegten Form kaum mehr realisierbar erscheint.

Hegerichtlinie und Erlass räumen im Fall des Auftretens von Damwild und Rotwild im **gleichen Lebensraum** dem Rotwild Vorrang in der Hege ein. Die Formulierung bezieht sich somit nicht nur auf das Rotwildverbreitungsgebiet sondern auf die gesamte Landesfläche. Diese Vorgabe wird immer wieder diskutiert und stößt bei vielen Revierinhabern – vor allem außerhalb des Rotwildverbreitungsgebietes – auf Kritik. Grund hierfür ist die Befürchtung, beim (auch nur vereinzelt) Auftreten von Rotwild den Damwildbestand grundsätzlich deutlich abzusenken zu müssen.

Hintergrund und Intention der Regelung war jedoch die gemeinsame Besiedlung eines Lebensraumes durch Dam- und Rotwild **innerhalb des Rotwildverbreitungsgebietes**. Konkret machte sich der Regelungsbedarf an der damaligen Situation in der Segeberger Heide fest: ein steigender, sich ausdehnender Damwildbestand bei gleichzeitig etabliertem Rotwildvorkommen. Hier bestand die Notwendigkeit einer Vorgabe für das jagdpraktische Vorgehen im Fall einer unvermeidbaren Schadenssituation im Wald. Vor dem Hintergrund der gesetzlichen Forderung einer Anpassung der gesamten Wildbestandshöhe an die Belange der Landeskultur und des Naturschutzes ist ggf. eine Setzung von Prioritäten erforderlich, wenn diese in Frage gestellt werden. Eine Bestandsregulation zur Realisierung forstwirtschaftlicher Zielsetzungen soll so bei gleichzeitigem Auftreten beider Arten angesichts der Lebensraum- und Bestandssituation des Rotwildes zuerst auf Seite des Damwildes erfolgen. Ein gleichzeitiges Vorkommen und die Hege beider Arten werden jedoch durch diese Vorgabe grundsätzlich nicht in Frage gestellt.

Im Rahmen einer ggf. erfolgenden Neuregelung sollte die Formulierung entsprechend angepasst werden, um Missverständnisse zu vermeiden. Als Bezugsfläche sollte klar das Rotwildverbreitungsgebiet (innerhalb wie außerhalb der Rotwildhegegemeinschaften) benannt werden.

Außerhalb des Rotwildverbreitungsgebietes ist grundsätzlich keine Etablierung weiterer fester Rotwildvorkommen vorgesehen. In den rotwildfreien Bereichen wäre Rotwild im Fall eines Auftretens zu erlegen. Auch in dem für einen Verbund der Rotwildvorkommen relevanten Migrationsbereich besteht keine Notwendigkeit einer Prioritätensetzung zwischen Rotwild und Damwild. Sollte in begrenzter Stückzahl auftretendes Rotwild aus Wildschadensgründen hier zu Konflikten führen, sollte jedoch bei gleichzeitigem Auftreten von Damwild eine sorgfältige Prüfung der Rahmenbedingungen und des Vorgehens in den jeweiligen Revieren erfolgen. Eine Freigabe von Rotwild zur Wildschadensvermeidung sollte nur erfolgen, wenn die Schadenssituation tatsächlich dem Vorkommen von Rotwild zugeordnet werden kann (i.d.R. also nur bei unvermeidbaren Schältschäden durch Rotwild).

8 Handlungsbedarf und Perspektiven



8.1 Lebensraumverbund

Auf Basis der hier vorgestellten Ergebnisse können die für den Rothirsch als Indikator relevanten Lebensraumkorridore relativ genau identifiziert werden. In den laufenden Planungen zum Bau bzw. zum Ausbau des Autobahnnetzes wurden die Korridore berücksichtigt und entsprechende Maßnahmen vorgesehen. Die wichtigste Gefahr für einen Lebensraumverbund für den Rothirsch besteht in der Siedlungsstruktur. Es zeigen sich in jedem Verbundraum Konfliktbereiche, deren negative Weiterentwicklung eine Durchlässigkeit beeinträchtigen oder gar verhindern kann. Verbundräume müssen daher in die Raumplanung integriert werden. Vor dem Hintergrund der kommunalen Planungshoheit ist für jeden Konfliktpunkt die Ausarbeitung einer flächenscharfen Darstellung zu schützender Bereiche und gegebenenfalls vorhandener Förderungs-/ Entwicklungsmöglichkeiten notwendig, die den entsprechenden Instanzen an die Hand gegeben werden kann. Gerade für den Rothirsch wird die Nutzbarkeit eines Raumes jedoch nicht allein von den Restriktionen, sondern vor allem auch von den positiven Strukturelementen der Landschaft bestimmt. Die (artübergreifend) bedeutsamen Verbundkorridore, sollten daher gezielt und zeitnah gefördert und entwickelt werden, insbesondere durch die Schaffung von Trittsteinen (z.B. durch die Anordnung von Ausgleichsflächen im Rahmen der Autobahnplanungen).

Maßnahmen zur Verbesserung der lokalen Durchlässigkeit der Wasserstraßen sind in den Bereichen des Kreises Herzogtum Lauenburg (regional) und Elsdorf-Westermühlen (überregional) von erheblicher Bedeutung für den Lebensraumverbund. Hier sollten zeitnah Konzepte für eine wildtiergerechte Ufergestaltung und die Konstruktion geeigneter Ein- und Ausstiege unter Berücksichtigung der Vorgaben der Schifffahrtsbehörden entwickelt werden.

Ein wesentlicher Teil möglicher Verbundbeziehungen zwischen den Rotwildlebensräumen wird sich in Zukunft auf Querungsbauwerke an den Infrastrukturlinien beschränken. Neben der besonderen Funktion für den Rothirsch haben diese Maßnahmen vor allem auch eine gesamtökologische Bedeutung. Ihre Funktionstüchtigkeit kann unabhängig von der Qualität wesentlich vom Umfang menschlicher Störung beeinflusst werden. Im Rahmen einer Begehung verschiedener Querungshilfen (MEISSNER u. CORSMANN 2007) wurden an der A 20 im Raum Lübeck an drei von vier aufgesuchten Bauwerken jeweils eine strategisch günstig platzierte Ansinneinrichtung gefunden. Auch gab es zum Teil deutliche Hinweise auf eine regelmäßige Nutzung der Querung durch Erholungssuchende. Hier besteht erheblicher rechtlicher Regelungsbedarf um die Funktion solcher Bauwerke konsequent zu sichern.



Abb. 19: Grünbrücke über die A 21 bei Negernbötel im August 2008. Das Bauwerk ist ein sehr positives Beispiel für eine ökologisch hochwertige, rotwildtaugliche Verbundmaßnahme (Foto: Jörg Beckmann).

Neben der strukturellen Durchlässigkeit hat der (i.d.R. auf Basis der existierenden Regelungen legitime) Abschuss wandernder Individuen Auswirkungen auf die Wirksamkeit eines Verbundkorridors. Die vorgestellten Arbeiten bieten bereits eine gute Grundlage für Hegegemeinschaften und Behörden, die Abschussplanung für die Reviere entsprechend zu steuern. Innerhalb der Hegegemeinschaften sollten Reviere in den direkten Einzugsbereichen der Verbundachsen generell nur bei entsprechend stabilem Auftreten von Rotwild eine Freigabe erhalten. Spießier, junge Hirsche und Schmaltiere sollten in den Randbereichen der Vorkommen innerhalb der für den Lebensraumverbund relevanten Bereiche grundsätzlich geschont werden. Außerhalb der Hegegemeinschaften ist ohnehin durch den Erlass in den entsprechenden Gebieten innerhalb des behördli-

chen Verbreitungsgebietes keine Freigabe durch die Behörde vorgesehen.

8.2 Lebensraumverbund und jagdliche Praxis

Neben der systematischen Hege und Bejagung des Rotwildes unter Regie der Hegegemeinschaften (vgl. Kapitel Rotwildmanagement), entscheidet gerade das jagdliche Vorgehen außerhalb dieser über den Erfolg eines Lebensraumverbundes zwischen den Vorkommen. Für den Rotwildabschuss innerhalb des Verbreitungsgebietes jedoch außerhalb der Hegegemeinschaften gibt der entsprechende Erlass einen restriktiven Rahmen vor. Es ist leicht nachvollziehbar, dass auch außerhalb des Verbreitungsgebietes (nach dem oben aufgeführten Vorschlag im Migrationsbereich und nördlich des NO-Kanals) das Bestreben zur Erlegung eines Stückes Rotwild in den Revieren groß ist. Im Fokus – sowohl des jagdlichen Interesses als auch eines funktionierenden Individuenaustausches – stehen hier die jungen und gegebenenfalls mittelalten Hirsche, die am häufigsten ihre Streifgebiete verlassen. In diesen Bereichen soll derzeit keine systematische Hege des Rotwildes erfolgen, muss jedoch zum Schutz der festen Rotwildvorkommen ein wirksamer Individuenaustausch gewährleistet werden.

Gerade beim Rotwild ist die Bejagung bzw. der Anspruch auf eine Nutzung direkt mit dem Auftrag der Hege im Sinne einer Nachhaltigkeit jagdlichen Handelns, eines Erhalts der biologischen Vielfalt und der bestands- oder lebensraumbezogenen Funktionsgefüge verbunden (vgl. § 1 LJagdG). Die Ergebnisse der genetischen Untersuchungen belegen eindeutig die hohe Bedeutung eines jeden wandernden Einzelindividuum. Als behördlicherseits anzulegender Maßstab für eine Freigabe außerhalb der Hegegemeinschaften kann somit **nur** das Auftreten von Schäden in der Forst- und ggf. Landwirtschaft dienen.

Die revierweise Abschussbeantragung außerhalb der Hegegemeinschaften beinhaltet eine hohe Eigenständigkeit und Eigenverantwortung sowohl der Reviere wie auch der Bewilligungsbehörde, deren Entscheidung den berechtigten Interessen der Grundeigentümer wie auch den Belangen eines funktionierenden Individuenaustausches Rechnung tragen muss. In der Praxis stellt dies eine Gradwanderung dar, die in Anbetracht verschiedener lokaler Interessen nicht einfach und insbesondere nicht konfliktfrei zu realisieren ist. Es erscheint daher sinnvoll, für eine Freigabe von Rotwild im Rahmen der Schadensvermeidung Rahmenvorgaben zu setzen. Entsprechende Vorschläge aus fachlicher Sicht wurden im Kapitel zur Rotwildverbreitung vorgestellt. Diese Kriterien sollten sich am (nachweislichen, rotwildbedingten) Schadmaß orientieren und Aspekte des Lebensraumverbundes ausreichend berücksichtigen. Lokale jagdliche Interessen, in den Hegegemeinschaften gültige Hegeziele im Sinne einer Selektion oder Zielsetzung bzgl. des Altersaufbaus können hier aufgrund der abweichenden Aufgabe des jagdlichen Eingriffs keine Anwendung finden. Ist auch die hier vorgeschlagene Umkehrung der jagdlichen Zielvorstellungen bei den Hirschen – alt vor jung, statt jung vor alt – auf den ersten Blick schwer nachvollziehbar, so ist sie dennoch die beste Möglichkeit zur Sicherung eines genetischen Austausches zwischen den Vorkommen.

Unabhängig von einem Abschuss zur Schadensvermeidung besteht erheblicher Spielraum für Maßnahmen zum Schutz forstwirtschaftlicher Interessen durch eine gezielte räumliche Lenkung.



8.3 Rotwildmanagement

Ungeachtet der Notwendigkeit technischer Maßnahmen an Infrastrukturlinien zur Gewährleistung einer Durchlässigkeit der Verbundachsen und einer Sicherung/Förderung der ökologischen Qualität und Durchlässigkeit der Achsenräume, bietet das regionale Rotwildmanagement erhebliches Potential zur Optimierung der Existenzbedingungen des Rothirsches bei zunehmend limitierten Lebensraumressourcen.

Ansatzpunkte hierfür können die verbesserte Vereinbarkeit von Rothirschvorkommen und Landnutzungsinteressen sein (entweder durch Moderation/Interessenausgleich oder Steuerung des Bestands) und eine an wildökologischen Kriterien ausgerichtete Nutzung und Regulation der Bestände.

Forstwirtschaftliche Schäden zwingen einen Waldbesitzer im Hinblick auf den Rotwildbestand in der Regel zur Setzung von Prioritäten bei seinen Wirtschaftszielen, die kleinräumig und flächenbezogen zwischen den Grundeigentümern konträr ausfallen können und oft ein zentrales Problem großräumigen Rotwildmanagements sind. In den meisten Rotwildgebieten entfallen (aufgrund der zumindest in Teilen erzwungenen vorrangigen Nutzung) erhebliche Teile des Lebensraumes auf den Staats-, Kommunal- oder Großprivatwald mit überwiegend eindeutiger Ausrichtung auf Zielsetzungen eines rentablen, naturnahen Waldbaus. So entstehen bezüglich des Vorkommens von Rotwild auf großer Fläche des Lebensraumes wirtschaftliche Sachzwänge, die nicht selten wildökologische/artenschutzorientierte Aspekte in den Hintergrund drängen und schnell zu einer am forstwirtschaftlichen Schadenspotential ausgerichteten Behandlung, Bewirtschaftung und Sichtweise des Rotwildes führen. Die gravierenden Veränderungen des Lebensraumes in Schleswig-Holstein erfordern jedoch eine *umfassendere Betrachtungsweise* und ein *weites Maßnahmenspektrum*, um wirtschaftliche Schäden zu begrenzen und gleichzeitig populationsbiologische Aspekte ausreichend zu berücksichtigen.

Die Tragbarkeit rotwildverursachter Schäden in der Forst- und Landwirtschaft ist Grundvoraussetzung für ein zwischen den Grundeigentümern konsensfähiges Rotwildmanagement. Die zur Gewährleistung dieses Anspruchs eingesetzten Mittel beschränken sich jedoch in der Regel auf eine jagdliche Regulation des Bestands. Habitatbezogene/ökologische und verhaltensbiologische Ansätze sowie genetische Zielsetzungen spielen bisher kaum eine Rolle. Der hier verwendete Begriff Rotwildmanagement folgt jedoch diesem umfassenderen Ansatz.

Vor diesem Hintergrund kommt den Hegegemeinschaften eine *Schlüsselfunktion* bei der populations- und lebensraumbezogenen Bejagung des Rotwildes zu. Sie sind Entscheidungsgremium und umsetzendes Organ für eine Weiterentwicklung des Rotwildmanagements im Sinne einer Anpassung an die sich rasch ändernden Rahmenbedingungen.

Durch Rechtsform und Aufbau der Hegegemeinschaften hängt die Arbeit und steuernde Wirkung auf den betreffenden Bestand im Wesentlichen von den beteiligten Revieren und Personen ab. Durch die freiwillige Mitgliedschaft kann einzelnen Revieren z.B. durch Flächengröße oder lokale Bestandshöhe eine steuernde Funktion bzw. ein verstecktes „Veto-Recht“ zukommen. Die stets vor wildökologischem/lebensraumbezogenem Hintergrund zu beurteilende Qualität der Arbeit wird daher nicht selten von Eigeninteressen einzelner Akteure mitbestimmt. In der Praxis können so Sachzwänge entstehen, die eine Ausrichtung des Handelns auf einen *revierweisen* Interessenausgleich mit sich bringen und den Handlungsspielraum einer Hegegemeinschaft eingengen. Der gemeinschaftliche Konsens bestimmt die Handlungsfähigkeit.

Gerade ein räumlich orientiertes Rotwildmanagement kann jedoch zu einer flächenbezogenen temporären Ungleichbehandlung bei der Abschussplanung führen. Auch sind Probleme wie laufende Planungsprozesse (z.B. A 20), Lebensraumverlust (z.B. Entwicklung der Siedlungsstruktur) oder auch genetische Verarmung zwar sachlich nachvollziehbar, aber für den örtlichen Rotwildjäger nur schwer greifbar und kaum präsent. Von den Hegegemeinschaften festgelegte Maßnahmen müssen für eine Umsetzung aber für alle beteiligten Reviere nachvollziehbar und akzeptabel sein.

Um dieses Ziel erreichen zu können, sollte jede Hegegemeinschaft neben einer abgestimmten konzeptionellen Grundlage mit entsprechenden Zielsetzungen des Vorgehens über ein Instrumentarium zum *revierübergreifenden* Interessenausgleich verfügen. Hierzu gehören je nach Bedarf beispielsweise die Bildung von Abschusspools, eine revierübergreifende Hirschbejagung, revierübergreifende Bewegungsjagden etc. Sind Ansätze hierzu auch bereits in einigen Hegegemeinschaften umgesetzt, so ist doch vielfach Entwicklungspotential vorhanden.

Neben den reinen Sachfragen spielt die persönliche Grundeinstellung der Akteure eine entscheidende Rolle in der Arbeit der Hegegemeinschaften. Ein hoher Anteil am Lebensraum oder an der betreffenden Population bedeutet beim Rotwild immer auch eine erhöhte Verantwortung für dessen großräumig angemessene Behandlung. Vor allem von Kernrevieren und großen Flächeneigentümern in der Hegegemeinschaft ist daher ein hohes Bewusstsein für die Notwendigkeit eines revierübergreifenden Managements und somit auch eine gesteigerte Bereitschaft zur Kompromissfindung zu erwarten.

Der Erfolg einer Anpassung der Rotwildbejagung an die sich ändernden Lebensraumbedingungen hängt daher von einem entsprechenden Problembewusstsein, einer großräumigen Perspektive, einem wirksamen Interessenausgleich und so vor allem von einem von allen getragenen Konsens über Ziele und Maßnahmen ab. Zentrale Probleme hierbei sind neben der freiwilligen Mitgliedschaft in den Hegegemeinschaften vor allem die nicht selten große Zahl der Mitgliedsreviere und das Verhältnis von Rand- zu Kernrevieren.

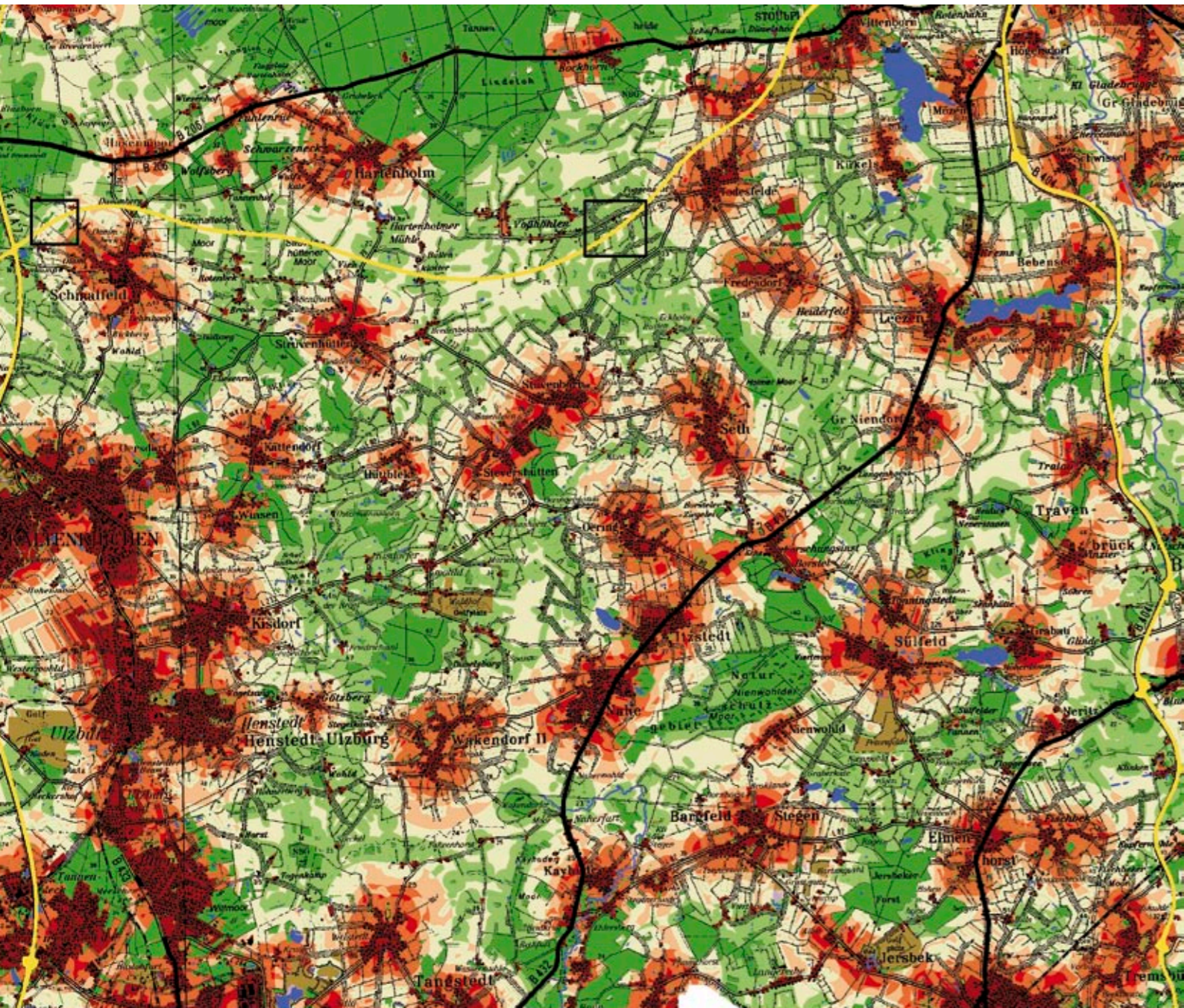
Konzeptionelle Fortschritte in den Hegegemeinschaften sind nur im Rahmen eines Entwicklungsprozesses möglich. Das Rotwildmanagement in Schleswig-Holstein ist daher Gegenstand des laufenden Projektes unter Trägerschaft der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung zur Sicherung genetischer Diversität beim Rothirsch in der Kulturlandschaft mit Fördermitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Das Vorhaben baut auf den hier vorgestellten Arbeiten auf. Kern des Projektes ist eine umfassende genetische Zustandserhebung und die Ermittlung verhaltensbiologischer Grundlagendaten mit Hilfe von GPS-Telemetry als Grundlage zur Entwicklung von Zielen und Maßnahmenplänen in den Hegegemeinschaften des Zentralvorkommens sowie einem landesweiten Leitkonzept.

9 Anhang

9.1 Lebensraumkorridore für den Rothirsch

In Folge eine detailliertere Beschreibung der wichtigsten, derzeit noch funktionstüchtigen Lebensraumkorridore.

9.1.1 Segeberger Heide <- -> Duvenstedter Brook (Achsen A+B)



- Siedlung
- Siedlungsbuffer 300m und Verbindungsflächen zwischen Siedlungen <= 10 ha / Abstand < 200m
- Siedlungsbuffer 500m
- Siedlungsbuffer 1000m
- Wald
- Wald-/Knick- beeinflusste Zone
- Landwirtschaft
- Sonderkultur
- Wasser
- Baulich geprägte Sonderflächen
- Sonderflächen (Golfplätze, Deponien, Abgrabungen, etc.)
- Autobahnen
- Bundesstraßen

Im Gebiet zwischen A 7/Segeberger Forst/A 21/Stadtgebiet Hamburg bestehen zwei Verbundachsen in Nord-Süd-Richtung (A und B) zwischen den Lebensräumen Segeberger Heide und Duvenstedter Brook. Der Lebensraumkorridor A vernetzt die Ausläufer des Segeberger Forstes (Lindeloh) und das NSG/FFH-Gebiet Barker Heide über das Holmer Moor (Schwerpunktgebiet im Biotopverbund, Sukzession, deckungsreiche und ruhige Flächen) mit dem NSG/FFH-Gebiet Nienwohlder Moor, dem NSG/FFH-Gebiet Obere Alsterniederung und bindet an das NSG/FFH-Gebiet Duvenstedter Brook an. Abgesehen von ihrer Funktion im Biotopverbund sind diese Lebensraumkomplexe allein aufgrund ihrer Größe und Ungestörtheit unter ökologischen Gesichtspunkten von besonderem Wert.

Korridor B verläuft östlich von Schmalfeld über die Waldgebiete des Schmalfelder Wohld, Winsener Wohld bzw. Deergraben, Kisdorfer Wohld und Gehege Endern.

Der **Verbundkorridor A** ist als ausgesprochen hochwertig anzusehen. Barker Heide und Lindeloh als Ausläufer des Segeberger Forstes sind attraktive Einstandsgebiete und haben zum Teil hohen naturschutzfachlichen Wert. Der Raum zwischen den Orten Vosshöhlen und Todesfelde ist weiträumig frei von Siedlungsflächen, so dass eine hervorragende Anknüpfung des Bereiches westl. Fredesdorf an das Holmer Moor besteht.

Der weitere Verlauf weist eine hohe Kontinuität knickreicher Landschaft und hochwertiger Deckungsbereiche auf. Ein Konfliktpunkt befindet sich bei Borstel. Hier wird der Korridor durch Siedlungsstrukturen erheblich eingeengt und es gibt kaum Ausweichmöglichkeiten. Durch eine raumplanerische Sicherung des Bereiches und die Schaffung zusätzlicher Aufforstungsflächen kann die Verbundfunktion gefördert werden. Die Bereiche des Holmer und insbesondere des Nienwohlder Moores müssen nicht nur als Trittsteine, sondern als potentiell geeignete Sekundärlebensräume für Rotwild angesehen werden. Eine Etablierung der Art in diesen Gebieten würde das Verbundpotential deutlich steigern und sollte vor allem im Nienwohlder Moor angestrebt werden. Bei Travenbrück besteht Anschluss an den **Verbundkorridor J**. Im Hinblick auf einen Ost-West-Verbund im südlichen Schleswig-Holstein bildet er den letzten entwicklungs-fähigen, deckungsreichen Landschaftskorridor an der A 21 zwischen Bargtheide und Bad Segeberg. Die Verbundachse Segeberger Heide – Duvenstedter Brook erschließt somit weitere wichtige landschaftsökologische Entwicklungspotentiale, die mit einem geeigneten Querungsbauwerk über die A 21 gesichert werden könnten.

Ein *natürliches* Hindernis stellt die relativ deckungslose Agrarlandschaft südlich des Segeberger Forstes dar. Die Entfernung zwischen dem Waldgebiet des Segeberger Forstes und dem Holmer Moor als nächstem großem Trittstein ist relativ hoch. Der Bereich nördlich des Holmer Moores weist jedoch einige kleine Trittsteinbiotope auf, teils vernässt oder mit moorigem Charakter. Siedlungsstrukturen gibt es im direkten Achsenraum bis zum Segeberger Forst keine, so dass der Raum vergleichsweise ungestört ist. Der Verbundkorridor weist hier hohes Entwicklungspotential auf, ist jedoch im Bereich Voßhöhlen/Todesfelde/Segeberger Forst als ausgesprochen sensibel in Bezug auf Störungen und strukturelle Verschlechterungen zu bewerten. Die muss insbesondere im Rahmen der Planung von Verbundmaßnahmen an der A 20 berücksichtigt werden. Ein hier vorzusehendes Querungsbauwerk muss eine hohe Qualität aufweisen und von effektiven Lenkungsmaßnahmen in Form von zusätzlichen Deckungsstrukturen flankiert werden, um eine ausreichende Funktionstüchtigkeit zu erreichen (MEISSNER 2007).

Abb. 20: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridoren A und B zwischen Duvenstedter Brook und Segeberger Heide.

Verbundkorridor B wird stark von der Siedlungsstruktur bestimmt. Östlich von Schmalfeld ist die direkte Verbindung zwischen Schmalfelder Wohld und Segeberger Forst weitestgehend unterbrochen, westlich der Ortslage existiert noch ein geringer, jedoch ggf. ausreichender Abstand zwischen den Bebauungsbereichen. Im mittleren Teil gibt es eine relativ enge Verbindung zwischen den Waldgebieten des Schmalfelder Wohld, Winsener Wohld, Kuhkoppel, Kisdorfer Wohld und dem Gehege Endern. In den Zwischenräumen fördern Flächen mit hoher Knickdichte den Verbund der Waldgebiete. Anschluss an umliegende Waldlebensräume ist nur in Nord-/Südrichtung möglich, nach Westen wird die Region durch die Ortslage Kaltenkirchen/Kisdorf/Ulzburg bzw. die A 7 abgegrenzt.

Auch hier behindert eine hohe Siedlungsdichte in Teilbereichen die Durchlässigkeit (z.B. Komplex Winsen – Kattendorf). Durch die hohe Kontinuität und relative Größe der Waldgebiete sowie deren Verbindung durch knickreiche Flächen kann eine Durchgängigkeit der gesamten Achse für mobile Säugetiere mit Einschränkungen im Bereich östl. Schmalfeld (IIa) angenommen werden. Die Abschnitte zwischen Gehege Endern – Wakendorfer Moor/Kayhuder Moor (ca. 4 km) und Wolfsberg – Schmalfelder Wohld (ca. 2,8 km) sind mit Abstand die weitesten in der offenen Landschaft zurückzulegenden Entfernungen, so dass der Achsenraum Entwicklungspotential aufweist. Die genannten Waldgebiete sind zum Teil Schwerpunktbereiche der regionalen Damwildverbreitung. Neben der Bedeutung des Raumes für einen Verbund der Rotwildpopulationen sichert der Raum auch eine Anknüpfung der lokalen Damwildpopulation an das Vorkommen der Segeberger Heide.

Westlich von Schmalfeld wird der Verbundkorridor durch Bebauung und die A 7 auf eine minimale Breite eingengt. Innerhalb des schmalen Korridors liegen mehrere kleine Ansiedlungen und Gehöfte (Marskamp, Wierenkamp, Bickberg und Wohld). Es verbleiben Möglichkeiten zur Etablierung eines Trittsteinsystems, eine zukünftige Weiterentwicklung der Bebauung würde jedoch eine Durchlässigkeit insbesondere für Rothirsche verhindern. Trotz der teils erheblichen Einschränkungen und der hohen Sensibilität gegenüber weiteren strukturellen Beeinträchtigungen unterstreichen aktuelle Beobachtungen von Rotwild in dem Achsenraum eine gewisse Nutzbarkeit (z.B. 2007/2008 drei Hirsche westlich Schmalfelder Wohld im Bereich der Neuaufforstung). Die überwiegend knickreiche Landschaft und der im Norden und Süden vorhandene Waldanschluss begünstigen dagegen die Möglichkeiten zur Aufrechterhaltung der Verbundfunktion. Größere Aufforstungsflächen nördlich Oersdorf haben den Raum deutlich aufgewertet. Der Verlauf der A 7 hat lenkende Wirkung für mobile Arten. Durch die Waldgebiete am Kreuz A 7 – B 206 führt ein potentieller Fernwechsel zwischen Segeberger Heide und Hasselbusch. Der östliche Teil des Waldgebietes steht in Verbindung zur Segeberger Heide. Rotwild kommt hier gelegentlich vor, Damwild in sehr hoher Dichte. Die A 20 Trasse wird diesen sensiblen Bereich nördlich von Schmalfeld schneiden. Im Zuge der A 20-Planung soll die notwendige Querung der Schmalfelder Au bzw. des Talraumes als ein für alle Schalenwildarten nutzbares Bauwerk konzipiert werden. Wird auch ein Erhalt der Verbundachse mit Hilfe eines Querungsbauwerks durch die Siedlungsstruktur erschwert, so bieten sich dennoch ausreichend Möglichkeiten einer effektiven Förderung der Durchlässigkeit durch Habitatgestaltung.

- Siedlung
- Siedlungsbuffer 300m und Verbindungsflächen zwischen Siedlungen <= 10 ha / Abstand < 200m
- Siedlungsbuffer 500m
- Siedlungsbuffer 1000m
- Wald
- Wald-/Knick- beeinflusste Zone
- Landwirtschaft
- Sonderkultur
- Wasser
- Baulich geprägte Sonderflächen
- Sonderflächen (Golfplätze, Deponien, Abgrabungen, etc.)
- Autobahnen
- Bundesstraßen

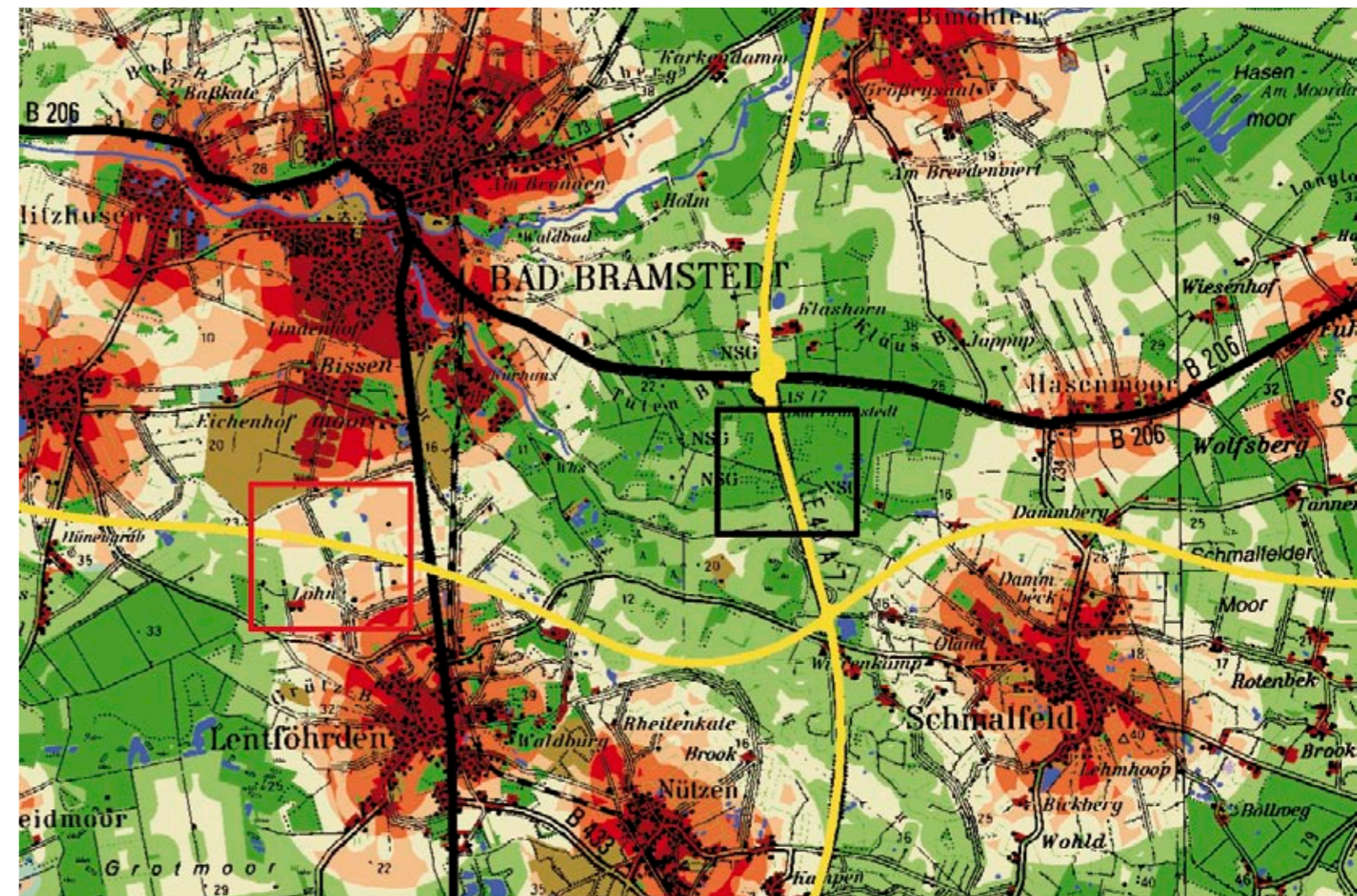


Abb. 21: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor C zwischen Hasselbusch und Segeberger Heide.

Die Landschaftsausstattung zwischen Segeberger Heide und Hasselbusch würde einen umfangreichen Individuenaustausch und artübergreifenden Verbund der Lebensräume zulassen. Im Vergleich zu den anderen hier betrachteten Verbundachsen ist vor allem die geringe Entfernung zwischen den ständigen Lebensräumen und das Vorhandensein hochwertiger Waldflächen in der geografischen Mitte der Achse wesentlich. Das Waldgebiet um das Kreuz A 7 – B 206 bildet einen hervorragenden Trittstein (incl. 4 NSG-Flächen), der auch über längere Zeiträume als Aufenthaltsort genutzt werden kann. Die Fläche ist als Schwerpunktbereich für den Biotopverbund ausgewiesen. Achsenraum C verbindet westlich der A 7 diesen Raum mit dem Grothmoor als weiterem Schwerpunktbereich und spielt daher eine wichtige Rolle im ost-west-gerichteten Biotopverbund. Östlich der A7 schließt sich im Weiteren der Bereich Hasenmoor an (Schwerpunktbereich Biotopverbund, NSG geplant). Unterbrochen wird diese Verbundachse bisher durch die A 7 zwischen Bimöhlen und der Schmalfelder Au. Südlich der Holmau und der B 206 sowie bei Großensaal bestehen alte Fernwechsel über die A 7. Derzeit wird der Achsenraum zwischen Segeberger Heide und Hasselbusch aus beiden Richtungen genutzt, eine Querung der A7 scheidet jedoch zumeist am hier vorhandenen Verkehrsschutzzaun. Die A7-Querung der Schmalfelder Au wird zwar von Damwild regelmäßig gequert. Aufgrund ihrer geringen Dimension und ungünstigen Beschaffenheit ist eine Nutzung durch Rotwild aber unwahrscheinlich. Parallel zur A 7

erstreckt sich auf westlicher Seite ein eingeschränkt durchlässiger Nord-Süd-Korridor zwischen dem Bereich bei Brokenlande (Achsenraum D) und Achsenraum C. Er wurde wahrscheinlich bisher in Einzelfällen von wandernden Tieren parallel zur Autobahn durchquert, die hier am Wildschutzzaun der A 7 (Achse C) oder an der Barriere Wirkung der ungezäunten Trasse (Achse D) scheiterten. Eine Durchlässigkeit dieses Raumes für Rothirsche kann in Zukunft aufgrund der Siedlungsstrukturen nicht mehr unterstellt werden.

Eine effektive Wiedervernetzung der anliegenden Lebensräume durch ein Querungsbauwerk an der A 7 wäre sehr gut möglich. Südlich der B 206 verläuft die A 7 in einer Einschnittslage mit beidseitigem Waldanschluss und bietet somit ideale Voraussetzungen für eine ökologisch hochwertige Grünbrücke.

Ausläufer von Bad Bramstedt und Lentförden engen den Achsenraum auf einen im heutigen Landschaftszustand ca. 1-1,5 km breiten Zwischenraum ein. Dieser Engpass wird diagonal in (Ost – West) von der geplanten A 20 geschnitten werden. Ein Erhalt des Verbundkorridors würde somit neben einer Querung der A 7 auch eine entsprechend hochwertige Maßnahme an der A 20, sowie Lenkungsstrukturen zur vereinfachten Überwindung der B 4 und der parallel verlaufenden Bahnlinie voraussetzen. Der potentielle Standort für ein Querungsbauwerk liegt im engsten Bereich der Verbundachse zwischen dem Bebauungsgebiet Bissenmoor und dem Hof Lohn im Süden. Eine Weiterentwicklung der Siedlungsstrukturen würde eine Funktionstüchtigkeit für den Rothirsch unterbinden, eine Störungsfreiheit des Bauwerksbereiches ist durch die Nähe zu dem Neubaugebiet kaum zu gewährleisten. Die derzeitige Funktionstüchtigkeit und die hohe Bedeutung der Achse für den Lebensraumverbund sind belegbar, die notwendigen Rahmenbedingungen für eine langfristig funktionstüchtige Maßnahme an der A 20 jedoch kaum herzustellen.

Die Möglichkeiten für eine Anbindung der Rothirschpopulation im Hasselbusch an umliegende Vorkommen schränken sich somit auf den Achsenraum G in nördlicher Richtung zum Vorkommen Aukrug/Schierenwald ein. Dies bedeutet eine Konzentration der ökologischen Funktionsbeziehungen des isolierten Großlebensraumes auf diesen Verbundkorridor. Dieser Aspekt ist im Rahmen der Planung von Verbundmaßnahmen an der A 20 daher *quantitativ* wie *qualitativ* zu berücksichtigen und erfordert eine zielorientierte Aufwertung der großräumigen Verbundstrukturen in diesem Bereich.

Aufgrund der Planungen zur A 20 kommt daher auch einer effektiven Sicherung des Verbundraumes D über die A 7 bei Brokenlande in Bezug auf einen langfristigen Lebensraumverbund bzw. Genaustausch für den Rothirsch in Ost – West – Richtung in Schleswig-Holstein eine herausragende Bedeutung zu.

9.1.3 Segeberger Heide <--> Aukrug (Achse D)

- Siedlung
- Siedlungsbuffer 300m und Verbindungsflächen zwischen Siedlungen <= 10 ha / Abstand < 200m
- Siedlungsbuffer 500m
- Siedlungsbuffer 1000m
- Wald
- Wald/Knick- beeinflusste Zone
- Landwirtschaft
- Sonderkultur
- Wasser
- Baulich geprägte Sonderflächen
- Sonderflächen (Golfplätze, Deponien, Abgrabungen, etc.)
- Autobahnen
- Bundesstraßen

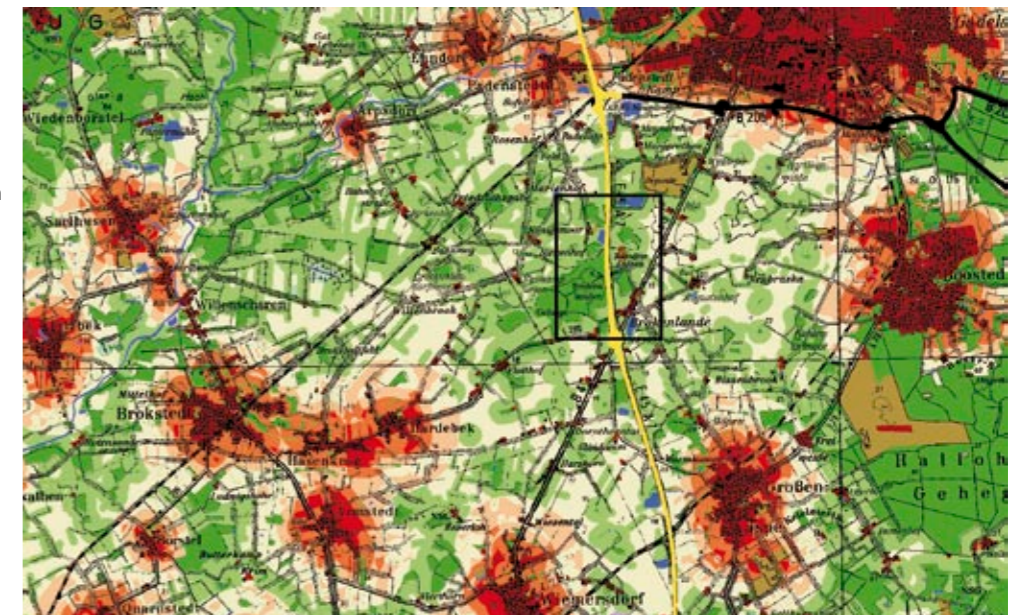


Abb. 22: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor D zwischen Segeberger Heide und Aukrug/Ilo.

Für die Vernetzung der Rotwildvorkommen in Schleswig-Holstein kommt dieser Verbundachse eine Schlüsselfunktion zu. Sie verbindet die westlichen Rotwildvorkommen (Hasselbusch, Aukrug/Barlohe, Elsdorf-Westermühlen, ggf. Jardelunder Moor) mit den östlichen des Landes (Segeberger Heide, Duvenstedter Brook, Lauenburg) und erschließt somit den Bereich der Kimbrischen Halbinsel. Die Verbundachse südlich des Stadtgebietes von Neumünster stellt einen traditionellen Fernwechsel zwischen den Lebensräumen Segeberger Heide und Aukrug dar. Der genutzte Raum verläuft zwischen dem festen Einstandsgebiet der Halloh über das Brokenlander Gehege/Königsmoor bis in den Bereich der Stör und Bünzener Au und hat so Anschluss an das Hennstedter Holz und in Richtung Norden an das Waldgebiet Ilo. Die A 7 wird nördlich von Brokenlande gequert bzw. die Querungspunkte gezielt angelaufen, was durch Wildunfälle und Beobachtungen belegt werden kann.

Die Autobahn stellt hier im 4-spurigen Zustand ein wirksames Hindernis für den Rothirsch, jedoch keine absolute Barriere dar (anders als bei anderen, weniger mobilen Arten). Sie wird offenbar insbesondere zu den verkehrssarmen Nachtstunden von Einzeltieren gequert. Die Verbundachse stellt die kürzeste Verbindung zwischen den beiden Schalenwildlebensräumen dar und bietet eine vergleichsweise hohe Kontinuität von Trittsteinen in Form von kleinen Waldflächen. Beidseitig grenzen Deckungsflächen an die Autobahn. Erst diese Faktoren führen hier zu einer Querung des Verkehrskörpers.

Beeinträchtigt wird die Funktionstüchtigkeit des Achsenraumes neben der A 7 durch die Lage der Autobahnraststätte, die Ortslage Brokenlande und im weiteren Verlauf durch die Eisenbahnstrecke Hamburg – Neumünster, was offensichtlich eine Nutzung des Korridors jedoch nicht vollständig verhindert. Im Verlauf des Achsenraumes auf östlicher Seite schließen größere offene Flächen mit mehreren Gehöften an. Der Abstand zwischen den Bauwerken ist vergleichsweise gering, so dass hier mittelfristig die Schaffung größerer Deckungsbereiche erforderlich ist, um eine Durchlässigkeit langfristig zu sichern.

Durch den Bau der A 20 wird die Bedeutung der Verbundachse insbesondere für den Rothirsch deutlich steigen. Die umfassende Beeinträchtigung von Austauschbeziehungen zwischen den Lebensräumen erfordert angesichts der relativ geringen Populationsgrößen den Erhalt und die Förderung des Verbundraumes unter anderem durch ein geeignetes

Querungsbauwerk, um eine ausreichende Vernetzung der Lebensräume (bzw. einen Individuenaustausch) aufrecht zu erhalten. Erforderlich wird eine solche Maßnahme spätestens im Zuge der geplanten Verbreiterung der A 7-Trasse, die zu einer vollständigen Unterbrechung des Verbundkorridors führen würde (ebenso wie eine Zäunung des Bereiches). Im Zuge der Realisierung eines Bauwerks und somit der örtlichen Festlegung des Querungspunktes sollte daher ein detailliertes, wildökologisch fundiertes Konzept zur gezielten Lenkung und zur planerischen Absicherung der langfristigen Funktionstüchtigkeit des Achsenraumes erarbeitet werden.

9.1.4 Hasselbusch <- -> Schierenwald (Achse G)

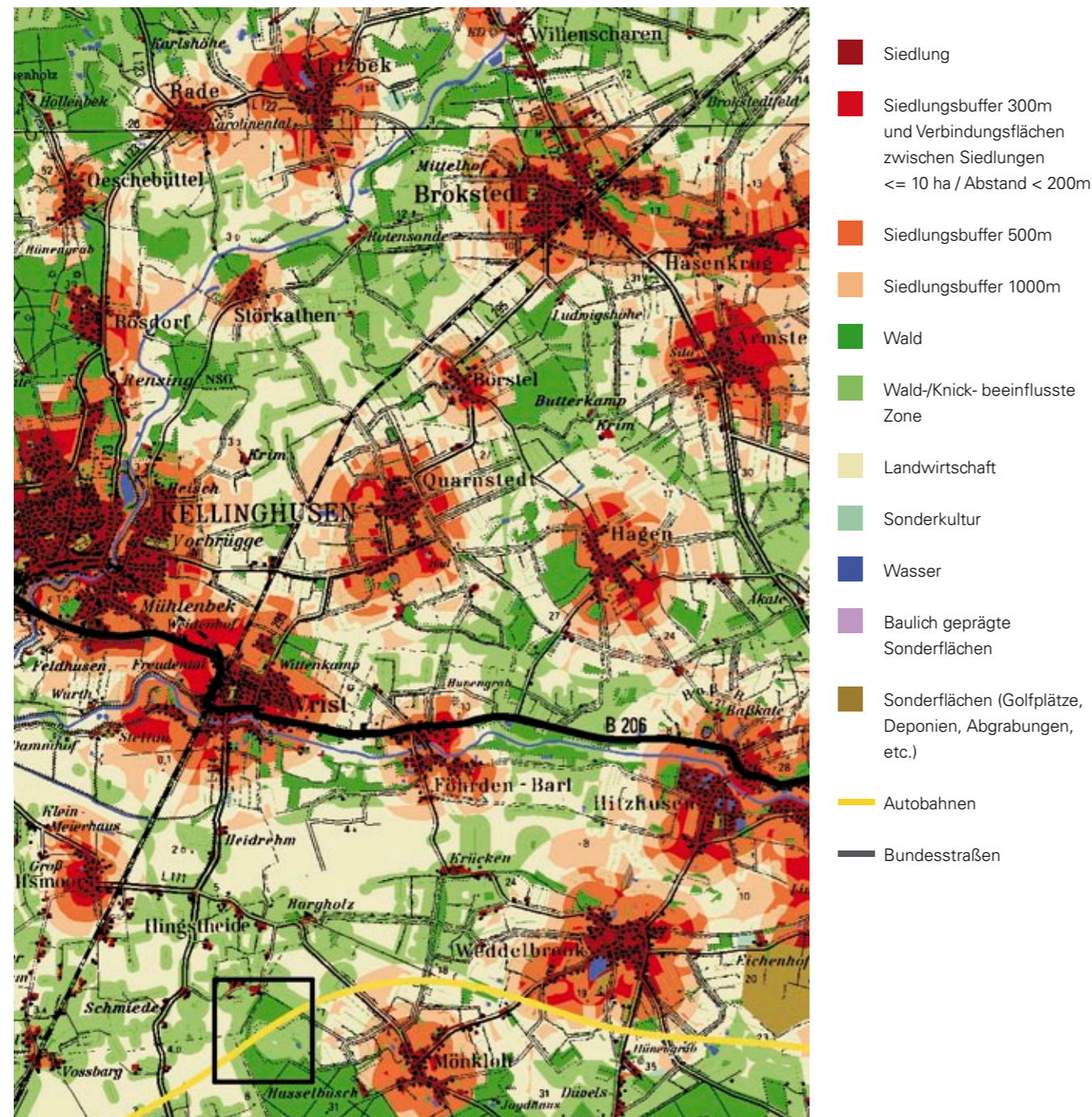


Abb. 23: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor G zwischen Hasselbusch und Aukrug/Schierenwald.

Der Achsenraum konnte im Rahmen der Expertenbefragung für den Rothirsch als Indikatorart belegt und anhand der Landschaftsstruktur nachvollzogen werden. Er verläuft vom Hasselbusch aus in nördlicher Richtung, kreuzt die B 206 östlich und westlich Föhrden – Barl, umgeht beidseitig die Orte Quarnstedt, Borstel und Störkathen und schließt westlich der Störniederung an den Schierenwald an. Wie aus der Kartendarstellung deutlich wird, besteht der Achsenraum aus zwei benachbarten und miteinander verbundenen Teilachsen.

Die **westliche Teilachse** stellt die kürzeste Verbindung zwischen den Lebensräumen dar (ca. 11 km), weist jedoch wenige Deckungs-/Einstandsflächen und Knicks in der offenen Landschaft auf. Die Struktur der Orte Föhrden und Wrist engt an der B 206 den Achsenraum auf eine minimale Breite ein. Vorteilhaft sind hier beidseitig der B 206 gelegene kleinflächige Deckungsbereiche. Im weiteren Verlauf Richtung Norden, insbesondere nordwestlich von Quarnstedt, schließt sich bis auf Höhe Störkathen überwiegend offene Landschaft an.

Die **östliche Teilachse** schneidet östlich von Föhrden die B 206, schließt die Waldflächen bei Hagen und östlich Borstel ein und bindet an die Waldbereiche in der Störniederung nord-östlich von Störkathen an. Hervorzuheben ist die ausgesprochen gute Ausstattung des Achsenraumes mit kleineren flächigen Deckungsstrukturen (Feldgehölze, kleine Waldgebiete) und einigen kleineren Bereichen mit hoher Knickdichte.

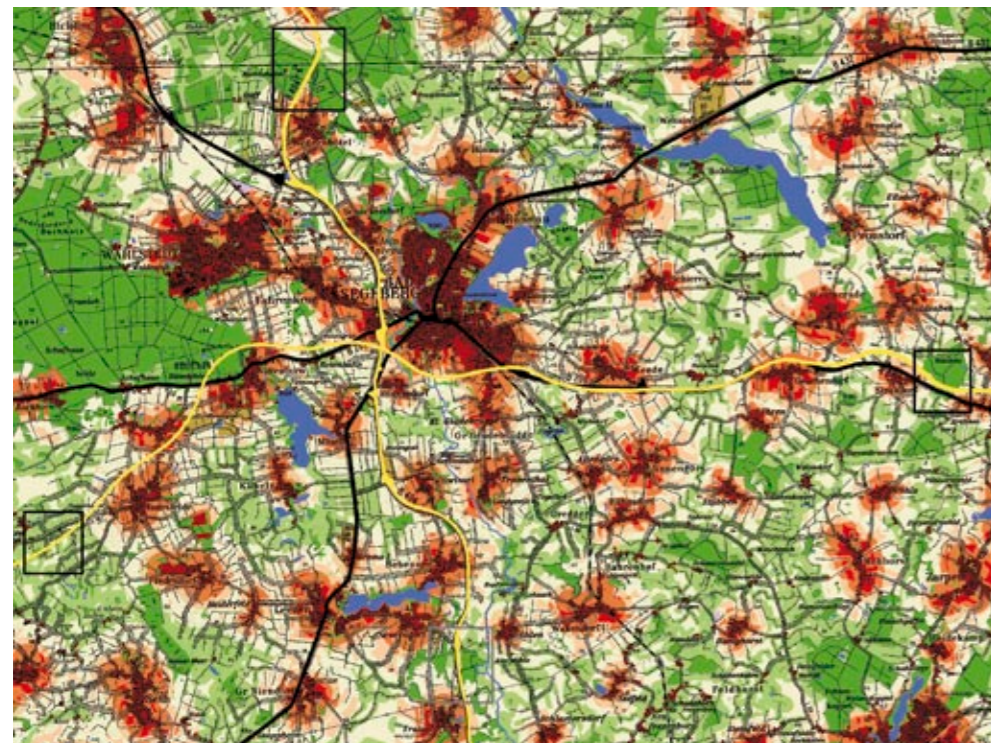
Der Verbundraum weist daher ein deutlich höheres Potential für Wanderungen deckungsgebundener Arten auf als die westliche Teilachse. Die minimal zurückzulegende Entfernung (ca. 16 km) ist durch die östliche Umgehung der Ortslagen Quarnstedt und Borstel um rund 5 km länger. Problematisch ist die Anbindung der Achse an den Hasselbusch südlich der B 206. Trotz kleiner Leitstrukturen und der Gehölzbereiche an der B 206 sind hier größere offene Flächen zu überwinden. Die Siedlung Krücken liegt im Zentrum der Verbundachse und muss westlich durch die offene Landschaft umgangen werden.

Die Eisenbahnstrecke Hamburg – Neumünster schneidet beide Teilachsen westlich von Quarnstedt und Borstel. Eisenbahnlinien dieser Größenordnung stellen zwar ein Hindernis dar, können jedoch von mobilen Säugetierarten in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten überwunden werden. Für Rotwild stellt der Zugverkehr ein relativ geringes Mortalitätsrisiko dar. Wildunfälle mit Rotwild an Eisenbahnlinien im südlichen Schleswig-Holstein sind nicht bekannt. Die Schaffung von Trittsteinen beidseitig der Trasse könnte deren Durchlässigkeit erheblich fördern und somit die Funktionstüchtigkeit des gesamten Korridors positiv beeinflussen.

Der Verbundraum wird nördlich von Mönkloh durch die geplante A 20 zerschnitten und der südliche Großlebensraum aus A 7 – A 23 – A 20 somit weitestgehend isoliert werden. Die Konzentration von Verbundbeziehungen auf die Achse Hasselbusch – Aukrug als einzigem Verbundraum mit ausreichendem Potential für eine überregionale Lebensraumvernetzung macht ein hochwertiges Querungsbauwerk erforderlich und stellt darüber hinaus hohe Anforderungen an Umfang und Gestaltung von Lenkungsmaßnahmen.

Auf östlicher Seite der A 21 und nördlich der A 1 befinden sich mit Ausnahme des Bereiches bei Hamdorf/Daldorf keine festen Rotwildvorkommen. In verschiedenen Gebieten östlich und süd-östlich von Bad Segeberg wird jedoch immer wieder Rotwild beobachtet, das den Raum wahrscheinlich auch in Zukunft regelmäßig bzw. mit einem möglichen Anwachsen der Teilpopulation bei Hamdorf/Daldorf ggf. sogar verstärkt

9.1.5 Verbundsystem östlich der A 21 (Achsen E,F und J)



- Siedlung
- Siedlungsbuffer 300m und Verbindungsflächen zwischen Siedlungen <= 10 ha / Abstand < 200m
- Siedlungsbuffer 500m
- Siedlungsbuffer 1000m
- Wald
- Wald-/Knick- beeinflusste Zone
- Landwirtschaft
- Sonderkultur
- Wasser
- Baulich geprägte Sonderflächen
- Sonderflächen (Golfplätze, Deponien, Abgrabungen, etc.)
- Autobahnen
- Bundesstraßen

Abb. 24: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridoren E, F und J östlich der A 21.

nutzen wird.

Das Auftreten von Rotwild geht auf Verbundstrukturen zurück, die ihren Ausgangspunkt in diesem kleinen Teilvorkommen bzw. in der Segeberger Heide selbst haben (**Achse E**) und derzeit – wenn nicht belegbar, so doch naheliegend – auch über eine theoretische Verbindung zum Duvenstedter Brook verfügen.

Anhand der Landschaftsstruktur kann ein Verbundkorridor bis in den Bereich der Fohlenkoppel bei Reinfeld nachvollzogen werden (**Achse F**), wie auch eine Verbindung zum Bereich Holmer Moor/Nienwohlder Moor (und somit zum Duvenstedter Brook) im Bereich der Achse A über die A 21 bei Tralau/Travenbrück (**Achse J**). Hier wäre zur Nachrüstung der Bestandsstrecke ein hochwertiges Querungsbauwerk sinnvoll. Eine Verbindung der Großlebensräume für den Rothirsch als Indikatorart über die A 1 hinweg ist aufgrund der Siedlungsstrukturen unwahrscheinlich und der Sinn aufwendiger Verbundmaßnahmen somit fraglich.

Auf Höhe des Hainholzes östlich von Geschendorf wird eine Grünbrücke über die A 20 die Durchlässigkeit der Verbundachse sichern. Die augenscheinlich ungünstige Platzierung des Bauwerks in direkter Nähe der alten B 206 liegt in der Konzentration vorhandener Verbundstrukturen auf das Hainholz und in dem Fehlen eines alternativen Standorts begründet. Zwischen Lübeck und Bad Segeberg ist nur der Standort am Hainholz für eine größere Querungshilfe zum Erhalt eines *überregionalen* Lebensraumverbundes für große Säugetiere geeignet und so aufgrund der großräumigen Zerschneidungswirkung der A 20 hier zwingend erforderlich. Seine Funktion zur Sicherung eines genetischen Austausches insbesondere der vorkommenden Schalenwildarten kann das Bauwerk ungeachtet der Lage zur B 206 erfüllen.

9.1.6 Querung des Nord-Ostseekanals bei Schachtholm

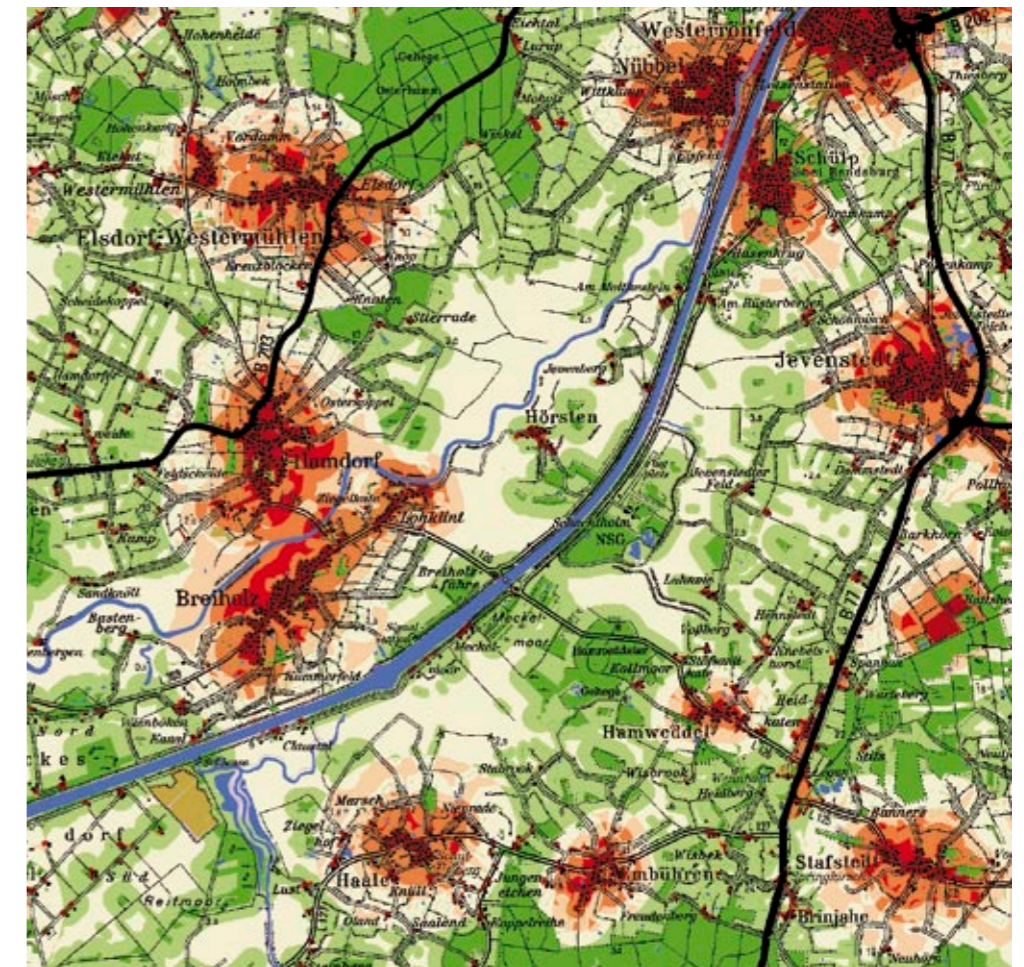


Abb. 25: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor über den Nord-Ostsee-Kanal bei Schachtholm.

Durchlässigkeit und Ausstattung der Landschaft (vor allem auf Südseite) sowie die direkte Verbindung zwischen den Trittsteinen lassen das Gebiet um den Flugplatz Schachtholm als aussichtsreichsten Bereich für eine Passage des Nord-Ostsee-Kanals für Rotwild erscheinen. Auf Südseite des Kanals kommt Rotwild im Bereich der Sukzessionsflächen des NSG Schachtholm regelmäßig bis ständig vor. Es besteht ein direkter Anschluss an die Waldflächen Großes Haaler/Luhnstedter Gehege und Kattsheide/Kattbeker/Holtdorfer Gehege als dauerhafte Rotwildeinstände. Auf Nordseite begünstigen anliegende kleine Deckungsflächen die Überwindbarkeit des Kanals. Die anschließende rund 2 km breite Niederung der Eider und Ahlebek ist vollständig frei von Deckungsstrukturen, jedoch unzerschnitten und relativ störungsarm. Den Anschluss bildet die Waldfläche bei Stierrade bzw. das Gehege Osterhamm als Zentrum des Rotwildvorkommens Elsdorf-Westermühlen.

Abgesehen von der Schiffsfrequenz als Störfaktor unbekannter Größe ist unabhängig von der zu überwindenden Entfernung die Beschaffenheit des Ufers entscheidend für die Durchlässigkeit (vgl. WÖLFEL u. SCHNEIDER 1978 und WÖLFEL 1984). In den relevanten Bereichen herrschen grobe Steinschüttungen als Uferbefestigung vor. Eine Überwindung des Kanals durch Rotwild ist so derzeit theoretisch möglich, wenn auch die grobe Steinauflage für Schalenwild eher unattraktiv ist. Die Ufergestaltung bietet daher erheblichen Spielraum für eine Förderung der Verbundachse.

10 Quellenverzeichnis

Albon, S.D.; Clutton-Brock, T.H. u. Guinness, F.E. (1987): Early Development and Population Dynamics in Red Deer. 2. Density independent effects and cohort variation. *Journal of Animal Ecology*, 56, S. 69-81.

Betz, K.-H. (1983): Sachsenwaldautobahn: Ein Jahr danach. *Jäger* 10/83, S. 42-46.

Bützler, W. (1974): Kampf- und Paarungsverhalten, Soziale Rangordnung und Aktivitätsperiodik beim Rothirsch. Fortschritte der Verhaltensforschung, Heft 16, Verlag Paul Parey.

Bützler, W. (2001): Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege. BLV Verlag, München, Wien, Zürich, 264 S.

Clutton-Brock, T.H.; Guinness, F.E.; Albon, S.D. (1982): Red Deer – Behavior and Ecology of Two Sexes. University of Chicago Press, Edinburgh University Press.

Clutton-Brock, T.H. (1985): Fortpflanzung beim Rothirsch: Kosten-Nutzen-Prinzip. *Spektrum der Wissenschaft*, April 1985, S. 114-121.

Clutton-Brock, T.H.; Albon, S.D. (1989): Red Deer in the Highlands. BSP Professional Books.

Clutton-Brock, T.H.; Rose, K.E.; Guinness, S.E. (1997): Density-related changes in sexual selection in red deer. *Proc. R. Soc. Lond. B* (1997) 264, S. 1509-1516.

Clutton-Brock, T.H.; Coulson, T. u. Thomson, D. (2002): Red deer on Rum: a 20-year study of the ecological consequences of changes to male and female numbers. *Scottish Natural Heritage Comissioned Report No. F99AC417*, Cambridge University.

Darling, F.F. (1934): A Herd of Red Deer – A Study in Animal Behaviour. Oxford University Press.

Drechsler, H. (1991): Über das Raumverhalten des Rotwildes im Harz. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 37, S. 78-90.

Feulner, P.G.D.; Bielfeldt, W.; Zachos, F.E.; Bradvarovic, J.; Eckert, I.; Hartl, G.B. (2004): Mitochondrial DNA and microsatellite analyses of the genetic status of the presumed subspecies *Cervus elaphus montanus* (Carpathian red deer). *Heredity* 93: 299-306.

Fielitz, U. (2000): Satellitentelemetrie an Schalenwild in Thüringen, Teil 1: Rotwild. Unveröff. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. 36 S.

Fielitz, U. u. Heurich, M. (2004): Rotwild - Ein Grenzgänger im Bayerischen Wald. *LWF-aktuell* Nr. 44, Seite 3-5.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung.- IHW Verlag, Eching, 879 S.

Frankham, R.; Ballou, J.D.; Briscoe, D.A. (2002): Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge etc.

Georgii, B. u. Schröder, W. (1983): Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the alps. *Oecologia*, Vol. 58, No.2: 238-248.

Georgii, B. (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschafts-pflegerischem Begleitplan – vom Blick über den Straßenrand hinaus. Ein Brückenschlag für Wildtiere. Beiträge der Akad. für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, Band 30. S. 61-73.

Gerke, R. (1980): Bewertung von Schältschäden – dargestellt am Beispiel der Fichte – Großräumige Erhebung betriebswirtschaftlicher und waldbaulicher Auswirkungen. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.B., 123 S.

Gibson, R.M. u. Guinness, F. E. (1980): Differential Reproduction Among Red Deer (*Cervus elaphus*) Stags on Rhum. *Journal of Animal Ecology* (1980), 49, S. 199-208.

Hajji G.M.; Zachos, F.E.; Charfi-Cheikrouha, F.; Hartl, G.B. (2007): Conservation genetics of the imperilled Barbary red deer in Tunisia. *Anim Conserv* 10: 229-235.

Hajji, G.M.; Charfi-Cheikrouha, F.; Lorenzini, R.; Vigne, J.-D.; Hartl, G.B.; Zachos, F.E. (2008): Phylogeography and founder effect of the endangered Corsican red deer (*Cervus elaphus corsicanus*). *Biodivers Conserv* 17: 659-673.

Haller, H. (2002): Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung. *Nationalparkforschung in der Schweiz* Nr. 91.

Harris, R.; Allendorf, F.W. (1989): Genetically effective population size of large mammals: an assessment of estimators. *Conservation Biology* 3: 181-191.

Hartl, G.B.; Zachos, F.; Nadlinger, K. (2003): Genetic diversity in European red deer (*Cervus elaphus* L.): anthropogenic influences on natural populations. *C R Biol* 326: S37-S42.

Heck, A. (2004): 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). Springer Verlag, Z. Jagdwiss. 49, 288-302.

Herzog, S. (2000): Genetische Strukturen des Rotwildes (*Cervus elaphus*) in Westdeutschland und deren Bedeutung im Rahmen innovativer Managementkonzepte. *European Journal of Wildlife Research* 46, 188-192.

Herzog, S. (2002): Genetische Strukturen des Rotwildes und deren Konsequenzen für das Management der Art. In: Der Rothirsch – ein Fall für die Rote Liste? Tagungsband Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.), Bonn, S. 107-119.

Hmwe, S.S.; Zachos, F.E.; Eckert, I.; Lorenzini, R.; Fico, R.; Hartl, G.B. (2006a): Conservation genetics of the endangered red deer from Sardinia and Mesola with further remarks on the phylogeography of *Cervus elaphus corsicanus*. *Biol J Linn Soc* 88: 691-701.

Hmwe, S.S.; Zachos, F.E.; Sale, J.B.; Rose, H.R.; Hartl, G.B. (2006b): Genetic variability and differentiation in red deer (*Cervus elaphus*) from Scotland and England. *J Zool* 270: 479-487.

Jeppesen, J. L. (1987): Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (*cervus elaphus*) in a danish environment. *Dan. Rev. Game Biol.* 13, No. 2.

Jessen, H. (1988): Wild und Jagd in Schleswig-Holstein. Verlag Heinrich Möller Söhne, Rendsburg.

Kaule, G. (2007): Habitatverbund Schleswig-Holstein: Ausbau der A 7 und Bau der A 20 Nord-West-Umfahrung Hamburg – Vorschlag für eine Priorisierung möglicher Bauwerke und den Umfang jeweils notwendiger Maßnahmen, unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesbetriebs Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein.

Lincoln G.A., Youngson R.W., Short R.V. (1970): The social and sexual behaviour of the red deer stag. *J Reprod Fert, Suppl* 11: 71-103.

Meißner, M.; Wölfel, W. u. Herzog, S. (2004): Nachts sind alle Hirsche grau – Nachtjagd eine Bankrotterklärung? *Unsere Jagd* Nr. 4/2004, S. 8-13.

Meißner, M. u. Wölfel, H. (2004): Diktat der Hormone – Zur zeitlichen Steuerung der Rotwildbrunft. *Die Pirsch*, Heft 17/2004, S. 8-11.

Meißner, M.; Reinecke, H. u. Wölfel, H. (2005): Wildökologische Begleitstudie zum Bau der A 20 Nord-West-Umfahrung Hamburg im Abschnitt Elbe bis A 21 - Analyse der Habitatfragmentierung für bodenlebende Säugetiere am Beispiel der Leitart Rothirsch und Maßnahmen zur Verminderung der Zerschneidungswirkung. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr des Landes Schleswig-Holstein, 137 S.

Meißner, M.; Zachos, F. u. Reinecke, H. (2006): Nordlichter (Perspektiven für das Rotwild in Schleswig-Holstein), *Die Pirsch*, Nr. 18, S. 44-51.

Meißner, M. (2007): Stellungnahme zum Bau einer Wildquerungshilfe an der A 20, Abschnitt Bad Segeberg – A 7 zwischen Voßhöhlen und Todesfelde. Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V., unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesbetriebs Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein, Niederlassung Lübeck.

Meißner, M. und Corsmann, M. (2007): Ortsbegehung der Querungsbauwerke A 24/Segrahn, A 20/ Spannseeegraben, A 20/Grönau, A 20/Wakenitz, A 20/Grünbrücke Grenzstreifen. Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V., unveröffentlichtes Protokoll, 15 S.

Meißner, M. u. Schmidt, M. (2007): Notwendigkeit und Machbarkeit technischer Lebensraumverbundmaßnahmen für bodenlebende Säugetiere im Rahmen des Ausbaus der B 404 zur A 21/ Abschnitt Kiel – Wellsee bis Klein Barkau. Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V., unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesbetriebs Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein, Niederlassung Rendsburg.

Meißner, M. u. Zachos, F.E. (2007): Auswirkungen der Planung zur A 20 und A 7 auf den Rothirsch als Indikatorart und Notwendigkeit technischer Verbundmaßnahmen im Abschnitt Bad Segeberg bis Elbe. Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V., unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesbetriebs Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein, Niederlassung Lübeck.

Mühlenberg, M. u. Hovestadt, T. (1992): Das Zielartenkonzept. *NNA-Berichte* 5 (1), S. 36-41.

Müller, G. (1985): Beiträge zur Erfassung und Ursachenanalyse von Rotwildschälung im Nordschwarzwald. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.B., 140 S. + Anhang.

Neumann-Finke, A. (2004): Landschaftszerschneidung in Schleswig-Holstein: GIS-gestützte Bestandsaufnahme und Bewertung. Diplomarbeit Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 90 S.

Niethammer, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Ergebnisse und Aussichten. Paul Parey: Hamburg, Berlin.

Peters, S. (2000): Verbreitung der Schalenwildarten in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit des Fachbereichs Forstwirtschaft der FH Eberswalde, 147 S.

Pfister, H.P. (1993): Kriterien für die Planung wildspezifischer Maßnahmen zur ökologischen Optimierung massiver Verkehrsträger. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 636, Bundesmin. für Verkehr, Bonn. S. 235-259.

Reck, H.; Walter, R.; Osinski, E.; Kaule, G.; Heini, T.; Kick, U. und Weiss, M. (1994): Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das Zielartenkonzept als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms in Baden-Württemberg, Laufener Seminar beiträge 4, S. 65-94.

Reck, H.; Hänel, K.; Böttcher, M.; Tillmann, J. u. Winter, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Naturschutz und Biologische Vielfalt Bd. 15, Bonn – Bad Godesberg.

Reinecke, H. (1998): Auswertung der Schalenwildstrecken niedersächsischer Forstämter aus den Jagdjahren 1994/95 und 1995/96. Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen, unveröff. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 117 S.

Rhulé, Ch. U. Looser, B. (1991): Ergebnisse zur Untersuchung über die Wanderungen von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) in den Kantonen St.Gallen und Graubünden (Schweiz) und der Nachbar-Kantone sowie im Land Voralberg (Österreich) und im Fürstentum Liechtenstein. Z. Jagdwiss. 37, S. 13-23.

Ritter, Tim (2008): GIS gestützte Landschaftsstrukturanalyse zur Identifikation potentieller Habitate und Migrationsrouten von Großsäugern am Beispiel des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) im südlichen Schleswig-Holstein. Masterarbeit Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, 103 S.

Schmidt, M. (2004): Lebensraumvernetzung für bodengebundene Säugetiere am Beispiel der Leitwildart Rothirsch im Naturpark Saar-Hunsrück. Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen, Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt des Saarlandes, NABU Saarland e.V. und Vereinigung der Jäger des Saarlandes, 28 S.

Simon, O. u. Kugelschafter, K. (1998): Das Rotwild der Montabaure Höhe, Nutzerkonflikte und Lösungsansätze. Schriftenreihe Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen, 172 S.

Slate, J.; Kruuk, L.E.B.; Marshall, T.C.; Pemberton, J.M.; Clutton-Brock, T.H. (2000): Inbreeding depression influences lifetime breeding success in a wild population of red deer (*Cervus elaphus*). Proc R Soc Lond B 267: 1657-1662.

Spicale, J. (2006): Wildtierkorridore in Schleswig-Holstein – Möglichkeiten der Integration in die Raumplanung. Masterarbeit Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen.

Stubbe, C.; Borrock, W. u. Manhnke, I. (1997): Rothirschwanderungen in Mecklenburg-Vorpommern. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung Bd. 22 (1997), S. 307-320.

Syrbe, R.-U. (2004): Buffer metrics. In Walz, U. (Ed.) Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen. Dresden, Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.

Szederjei, A. (1962): Rotwildwanderungen. Z. Jagdwiss. Bd. 8 (1962) H. 3, S. 111-123.

Szemethy, L.; Matrai, K.; Zsolt, B. u. Katona, K. (2003): Seasonal home range shift of red deer in an forest-agriculture area in southern Hungary. Acta Theriologica 48 (4), S. 547-556.

Tillmann, J.E. u. Reck, H. (2003): Zur Rolle des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) im Ökosystem und Empfehlungen für sein Management in Schleswig-Holstein. Christian-Albrecht-Universität Kiel, Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein und der Stiftung Naturschutz, 121 S.

Tottewitz, F. (2005): Untersuchungen zum Raum-Zeitverhalten von Rotwild durch GPS-GSM Telemetrie in der Schorfheide. Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, BFH-Nachrichten 4/2005.

Ueckermann, E. (1960): Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadensverhütung beim Rotwild. Ein Leitfaden für die erfolgreiche Rotwildhege. Schriftenreihe der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung (1), Parey Hamburg / Berlin 162 S.

Ulrich, H. (1940): Untersuchungen über die Wanderungen unseres freilebenden Haarwildes. Deutsche Jagd Nr. 44/45, S. 596 u. 609.

Vogel, K.; Vogel, B.; Rothaupt, G und Gottschalk, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz, Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung, 28 (6), S. 179-184.

Völk, F. (1998): Schältschäden und Rotwildmanagement in Relation zu Jagdgesetz und Waldaufbau in Österreich. Alpine Umweltprobleme – Ergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, Teil 34, in Beiträge zur Umweltgestaltung A, Bd. 141; Erich Schmidt Verlag Berlin, 514 S.

Völk, F.; Glitzner, I.; Wöss, M. (2001): Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz. Schriftenreihe Straßenforschung, Heft 513, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.

Walther, R.; Reck, H.; Kaule, G.; Lämmle, M.; Osinski, M. und Heini, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept – ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg, Natur und Landschaft 73 (1), S. 9-25.

Witt, R. (1985): Wüst und leer. Natur 1/85, S. 58-65.

Wölfel, H. u. Schneider, E. (1978): Vorschläge zu Schutzmaßnahmen für Wildtiere beim Ausbau von Schifffahrtskanälen und kanalisierten Binnenwasserstraßen. Z. Jagdwiss. 24 (1978), S. 72-88.

Wölfel, H. (1983): Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*) (I und II). Z. Jagdwiss. 29 (1983), S. 143-162 und S.197-213.

Wölfel, H. (1984): Todesfalle Kanal. Wild und Hund 8 / 1984, Verlag Paul Parey, S. 30-34.

Wölfel, H. (1984): Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*) (III). Z. Jagdwiss. 30 (1984), S. 3-14.

Wölfel, H. (1999): Turbo-Reh und Öko-Hirsch – Perspektiven zu Wild, Hege und Jagd. Leopold Stocker Verlag Graz, 164 S.

WÖLFEL, H. u. MEISNER, M. (2002): Zu den Lebensraumansprüchen und Verinselung der Art Rothirsch. In: Der Rothirsch – ein Fall für die Rote Liste? Tagungsband Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.), Bonn, S. 29-38.

Wotschikowsky, U. u. Laforsch, C. (2004): Rotwildmanagement – Mißmanagement? Das Beispiel Odenwald. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 24 (1999), S. 179-185.

Zachos, F.; Hartl, G.B.; Apollonio, M.; Reutershan, T. (2003): On the phylogeographic origin of the Corsican red deer (*Cervus elaphus corsicanus*): evidence from microsatellites and mitochondrial DNA. Mamm biol 68: 284-298.

Zachos, F.E.; Hmwe, S.S.; Hartl, G.B. (2006): Biochemical and DNA markers yield strikingly different results regarding variability and differentiation of roe deer (*Capreolus capreolus*, Artiodactyla: Cervidae) populations from northern Germany. J Zool Syst Evol Res 44: 167-174.

Zachos, F.E.; Althoff, C.; v. Steynitz, Y.; Eckert, I.; Hartl, G.B. (2007): Genetic analysis of an isolated red deer (*Cervus elaphus*) population showing signs of inbreeding depression. Eur J Wildl Res 53: 61-67.

Zachos, F.E.; Hajji, G.M. (2007): Genetic variability and its implications for conservation in the endangered Corsican and Barbary red deer (*Cervus elaphus corsicanus* and *C. e. barbarus*). IUCN Deer Specialist Group Newsletter 22: 3-6.

Zehlius-Eckert, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren, Laufener Seminarbeiträge 8, S. 9-32.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Rotwildverbreitung in Schleswig-Holstein anhand der Gemeindegrenzen nach einer Erhebung des Wildtierkatasters (Landesjagdverband Schleswig-Holstein, Schmäuser 2005)	9
Abb. 2: Schema vernetzter Wildtierlebensräume.	12
Abb. 3: Die Osterau im Zentrum des Rotwildvorkommens Segeberger Heide stellt einen optimalen Rotwildlebensraum dar, hier konzentriert sich ein erheblicher Teil des Gesamtbestands auf kleiner Fläche. Der Wechsel von Deckung und Grünland entspricht sehr gut dem Sicherheitsempfinden des Rotwildes.	21
Abb. 4: Schema Wirkungsgefüge Rotwildmanagement.	22
Abb. 5: Prinzip von Wanderungen des Rothirsches in der Kulturlandschaft, schematisch dargestellt. (Grafik: W. Tambour 2005)	27
Abb. 6: Erste Ortungsdaten eines Hirsches im Raum Timmaspe vor dem Hintergrund der Lebensraumverbundkarte (vgl. Text) von April 2008 bis Januar 2009. Im Winter/Frühjahr, Sommer und zur Brunft nutzte er überwiegend unterschiedliche Teillebensräume.	31
Abb. 7: Waldgebiet an der A 7/B 206 bei Bad Bramstedt als geeigneter Grünbrückenstandort zum Erhalt der Landschaftsdurchlässigkeit im Rahmen der Planungen zur A 20 und A 7. (Foto: H. Reinecke)	43
Abb. 8: Die Höllenau am westlichen Rand des Waldgebietes der Iloo. Der hohe Struktureichtum erlaubt eine umfassende Nutzung durch Rotwild zur Nachtzeit (vgl. Abb. 6).	44
Abb. 9: Übersicht Lebensraumzerschneidung Rotwildvorkommen Lauenburg/Hahnheide.	50
Abb. 10: Querung der Wakenitz durch die A 20. Das ca. 300 m lange Viadukt wird intensiv von Rot-, Schwarz- und Rehwild genutzt.	51
Abb. 11: Übersicht Großlebensräume Schleswig-Holsteins nach Infrastrukturlinien und Rotwildvorkommen bzw. weitgehend zusammenhängende Rotwildlebensräume (überwiegend) innerhalb des behördlichen Verbreitungsgebietes (grün). Die A 20 wird in der Darstellung bereits als Lebensraumgrenze angenommen. Westlich der A 7 kann hier derzeit die B 206 (grau) als Grenze herangezogen werden. Zwischen A 7 und A 21 markiert der Verlauf der A 20 auch ungefähr die Grenze des Rotwildgebietes Segeberger Heide (rot: rotwildrelevante Autobahnen, grau: Autobahnstrecken untergeordneter Bedeutung und Grenzen/Substrukturierungen innerhalb eines Lebensraumes).	57
Abb. 12: Alttier (5-6 Jahre, 2001) und Hirsch (4 Jahre, 2002) mit Unterkieferverkürzung sowie ein blindes Kalb (2003) aus dem Hasselbusch. (Fotos: H.-A. Hewicker)	64
Abb. 13: Ausgangsbestand der Simulation.	69
Abb. 14: Bestand der Simulation mit Abschussverteilung gemäß Tab. 12 nach 20 Jahren.	70
Abb. 15: Bestand der zweiten Simulation mit Schonung der Schmalspießer nach 20 Jahren.	71
Abb. 16: Ausbreitungsverhalten eines fiktiven Rotwildbestands aus potentiell migrationsbereiten weiblichen Tieren.	72
Abb. 17: Rotwildregionen Schleswig-Holsteins nach Infrastrukturlinien und aktuelles behördliches Rotwildverbreitungsgebiet (grau) nach dem Erlass von 1980 (rot: rotwildrelevante Autobahnen, grau: Autobahnstrecken untergeordneter Bedeutung und Grenzen/Substrukturierungen innerhalb eines Lebensraumes).	74
Abb. 18: Vorschlag zur Neugestaltung der behördlichen Rotwildverbreitung für Schleswig-Holstein (grau – Verbreitungsgebiet, gelb – rotwildfrei, orange – Migrationsbereich, weiß – Status offen).	76
Abb. 19: Grünbrücke über die A 21 bei Negernbötzel im August 2008. Das Bauwerk ist ein sehr positives Beispiel für eine ökologisch hochwertige, rotwildtaugliche Verbundmaßnahme.	86
Abb. 20: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridoren A und B zwischen Duvenstedter Brook und Segeberger Heide.	90
Abb. 21: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor C zwischen Hasselbusch und Segeberger Heide.	93
Abb. 22: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor D zwischen Segeberger Heide und Aukrug / Iloo.	95
Abb. 23: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor G zwischen Hasselbusch und Aukrug/Schierenwald.	96
Abb. 24: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridoren E, F und J östlich der A 21.	98
Abb. 25: Ausschnitt der Lebensraumverbundkarte für den Rothirsch mit Verbundkorridor über den Nord-Ostsee-Kanal bei Schachtholm.	99
Abb. 26: Darstellung des Zerschneidungsgrades (vgl. Kap. 4.8, Ritter 2008).	61
Abb. 27: Least-Cost-Path-Analyse zur Darstellung der Ausbreitungswahrscheinlichkeit für den Hasselbusch und den Segeberger Forst als Startpunkte (vgl. Kap. 4.8, Ritter 2008).	

Least-Cost-Path Analysen ermöglichen es, anhand einer Raumwiderstandsfläche (hier: 100x100m Zellengröße), den „kostengünstigsten“ Pfad zwischen zwei Punkten zu berechnen. Je höher der Gesamtwiderstand (die Gesamtkosten) eines Pfades, desto schwieriger ist eine Ausbreitung entlang dieser Linie.

61

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Verteilung der Siedlungsgrößen im Bezugsraum	33
Tab. 2: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Segeberger Heide (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen.	39
Tab. 3: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Hasselbusch (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen.	43
Tab. 4: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Aukrug/Schierenwald/Barlohe/Iloo (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen.	45
Tab. 5: Potentielle Querungsmöglichkeiten des Nord-Ostsee-Kanals für Schalenwild zwischen Rendsburg und A 23.	47
Tab. 6: Übersicht Rotwildhegegemeinschaften Lauenburg/Stormarn	49
Tab. 7: Potentielle Querungsbereiche des Elbe-Lübeck-Kanals auf Basis der Landschaftsstruktur für den Rothirsch als Indikatorart.	51
Tab. 8: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Lauenburg/Hahnheide und empfohlene Maßnahmen.	53
Tab. 9: Wildökologische Verbundachsen Rotwildlebensraum Duvenstedter Brook (vgl. Anhang) und empfohlene Maßnahmen. Größe der Naturschutzgebiete: Barker Heide (629 ha), Nienwohlder Moor (455 ha), Obere Alsterniederung (907 ha), Duvenstedter Brook (780 ha), Hansdorfer Brook (264 ha).	56
Tab. 10: Übersicht über die genetische Variabilität der schleswig-holsteinischen Rothirschpopulationen im Vergleich mit anderen europäischen Regionen und Nordafrika. Die Vergleichsdaten entstammen folgenden Arbeiten: Hajji et al. (2007, Tunesien), Hmwe et al. (2006a, Mesola im Podelta und Sardinien), Zachos et al. (2003, Val di Susa, Tarvis – beide auf dem italienischen Festland -, Südspanien und Bulgarien), Feulner et al. (2004, Rumänien) und Hmwe et al. (2006b, Schottland). HO und HE bezeichnen die beobachtete und erwartete Heterozygotie und basieren auf den Mikrosatellitendaten, HD und ND bezeichnen Haplotypendiversität und Nukleotiddiversität und beziehen sich auf die Sequenzdaten der mitochondrialen DNA.	65
Tab. 11: Verteilung der neun für Schleswig-Holstein nachgewiesenen mitochondrialen Haplotypen.	66
Tab. 12: Exemplarische Abschussverteilung für den o.g. Ausgangsbestand bei Zielsetzung einer weitgehend stabilen Bestandshöhe und ausreichendem Anteil alter Hirsche.	69
Tab. 13: Exemplarische Abschussverteilung für den o.g. Ausgangsbestand bei Zielsetzung einer Erhöhung des Anteils junger Hirsche.	70

Das Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V.

Zweck des gemeinnützigen Vereins ist die Förderung, Begleitung und Durchführung wissenschaftlicher Forschung und deren Umsetzung in die Praxis auf den Gebieten der Wildbiologie, des Wildtiermanagements, der Waldökologie, des Naturschutzes sowie der Jagdkunde. Das IWGD sieht seine zentrale Aufgabe in der Schaffung, Aufbereitung, Bereitstellung und Vermittlung von Wissen zum nachhaltigen Schutz und der nachhaltigen Nutzung freilebender Wildtiere, ihrer Lebensräume und ihrer Integration in die vielfältig genutzte Kulturlandschaft. Kernkompetenz des Institutes ist die Anwendung wissenschaftlicher Methoden im Rahmen praktischer Problemstellungen des Wildtiermanagements. Sie basiert auf einer engen Zusammenarbeit mit den Universitäten Göttingen und Dresden. Unterschiedliche Arbeitsschwerpunkte der Partner ermöglichen einen breit gefächerten Arbeitsbereich des IWGD, die Bearbeitung komplexer Projekte oder auch spezieller Aufgabenstellungen.

Aktuelle Arbeitsschwerpunkte sind:

- GPS-Telemetrie an Rothirschen (Schleswig-Holstein, Truppenübungsplatz Grafenwöhr, Nationalpark Kellerwald-Edersee)
- Auswirkungen von Habitatfragmentierung und Maßnahmen des Lebensraumverbundes für Großsäuger
- Wildtiermanagement: Bestandserhebung, Jagdstrategien, Planung und Analyse von Bewegungsjagden, Wildmanagement in Schutzgebieten
- Wildtiere in der Kulturlandschaft: Habitatnutzung, Lebensraumanalyse, Anpassungsmechanismen, Artenschutz, Landnutzungskonflikte
- Teleinjektion: Technik, Ballistik, Tierschutz, Immobilisation von Wildtieren

Wir bieten:

- praxisnahe wildbiologische Forschung
- Beratungs- und Dienstleistungen auf hohem fachlichen Niveau
- Moderation und Mediation
- einen hohen Erfahrungsschatz in den genannten Fachgebieten

Vorstand: Prof. Dr. Stefan Schütz / Bösgen-Institut der Universität Göttingen / Abt. Forstzoologie und Waldschutz, Prof. Dr. Dr. Sven Herzog / Dozentur für Wildökologie und Jagdwirtschaft der TU Dresden, Dr. Helmuth Wölfel; Geschäftsführung: Dipl.-Forstw. Marcus Meißner



Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V.

Bösgenweg 3
37077 Göttingen
Tel.: 0551-393627

mmeissn1@gwdg.de

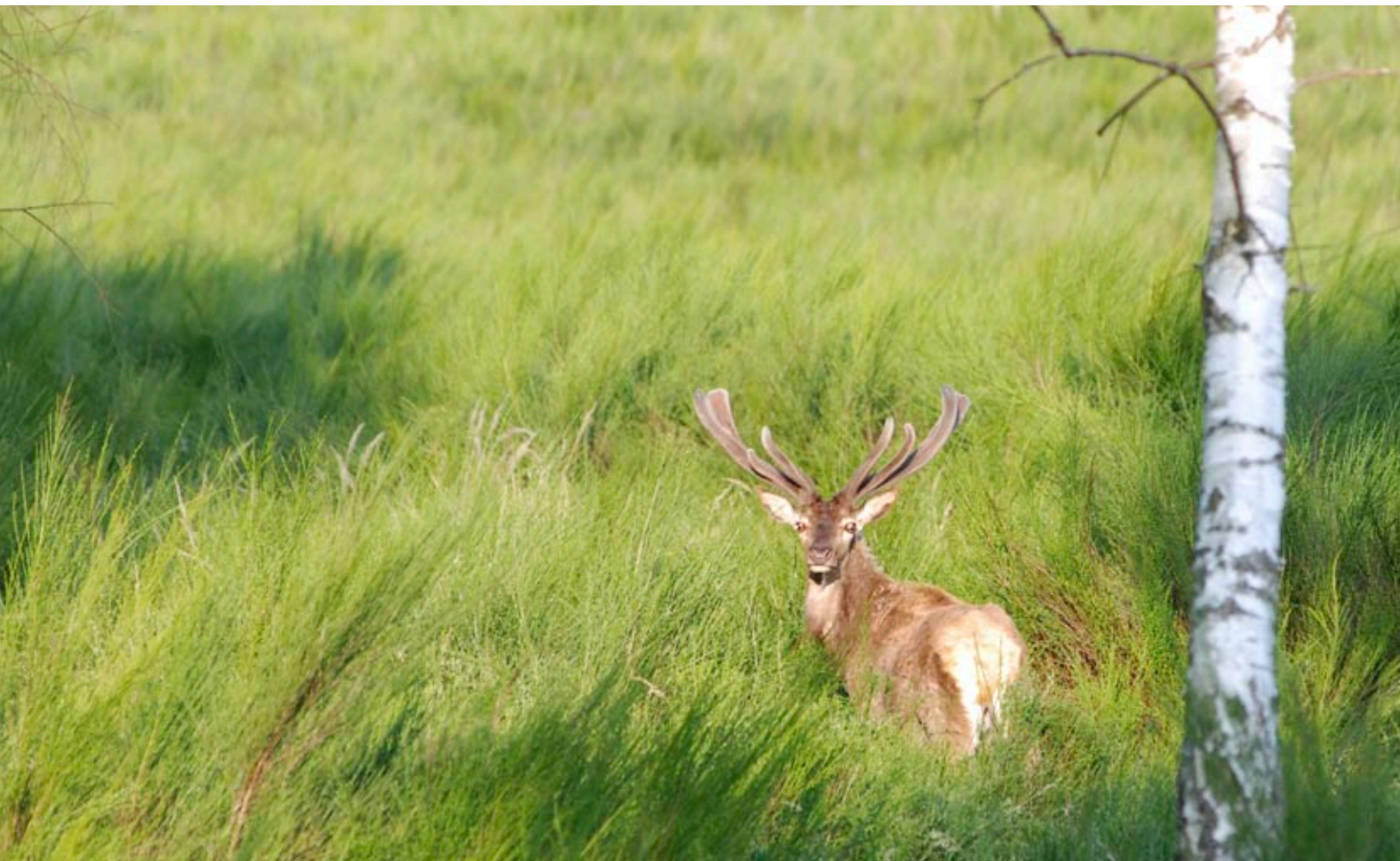
Der Rothirsch in Schleswig-Holstein

Im Rahmen eines mehrjährigen Projektes wurde für das Land Schleswig-Holstein eine Lebensraumverbundanalyse für den Rothirsch durchgeführt. Anhand des Rothirsches als Indikatorart wurde für die gesamte südliche Landesfläche bis zum Nord-Ostsee-Kanal ein Lebensraumverbundmodell entwickelt, das die Flächeneignung für Bewegungen des Rothirsches darstellt und so eine einfache Ableitung des Handlungsbedarfs ermöglicht. Die Arbeitsergebnisse konnten direkt in die laufenden Infrastrukturplanungen zur A 20 und A 7 im Land einfließen und so entsprechende Maßnahmen vorgesehen werden. Das behördlich ausgewiesene Verbreitungsgebiet für den Rothirsch wurde überprüft und ein Vorschlag für die Neugestaltung erarbeitet. Im Rahmen des Berichtes werden die ersten Ergebnisse einer genetischen Untersuchung der einzelnen Rotwildpopulationen vorgestellt und darüber hinaus grundlegende Aspekte der Biologie der Art und des Rotwildmanagements in Bezug auf die Problematik der Habitatfragmentierung aufgezeigt. An dem Projekt und dem hier vorgestellten Bericht haben mitgewirkt:

Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V.

Büsgen-Institut der Universität Göttingen, Abt. Forstzoologie und Waldschutz

Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.



Der Rothirsch ist ein Tier der halboffenen Landschaft und nutzt solche Bereiche bevorzugt als Lebensraum – sofern sie ausreichend groß und frei von Störungen sind.