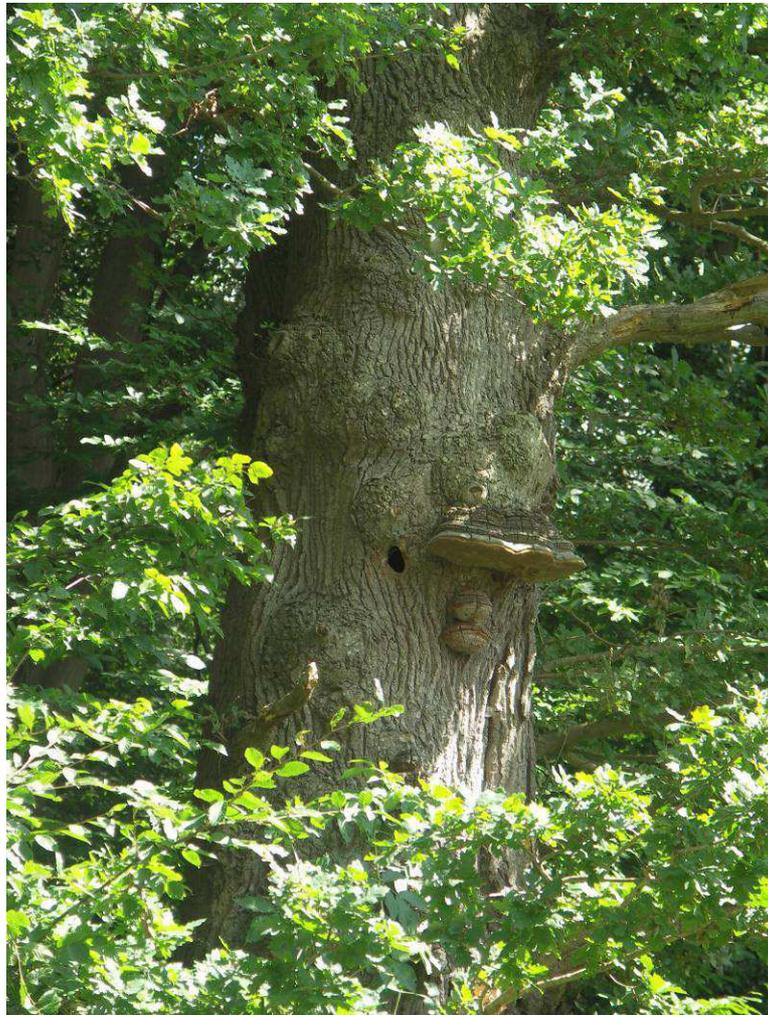


Endbericht des Forschungsprojektes

Identifizierung von Waldgebieten mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität



Aktenzeichen: DBU 29677
Projektleiter: Prof. Dr. Hermann Spellmann (NW-FVA)
Projektpartner: Schleswig-Holsteinische Landesforsten (SHLF)
Referent: Dr. Reinhard Stock, DBU
Verfasser: Dr. Andreas Mölder, Falko Engel, Dr. Marcus Schmidt,
Dr. Peter Meyer (NW-FVA)
Projektbeginn: 1. September 2012
Laufzeit: 44 Monate



Göttingen, im April 2016

Inhaltsverzeichnis

1. Zusammenfassung.....	4
2. Anlass und Ziel des Vorhabens	6
3. Geleistete Arbeitsschritte und Ergebnisse	9
3.1 Teilziel A: Entwicklung eines Verfahrens zur Identifikation von Biodiversitätszentren	9
3.1.1 Biodiversitätszentren der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern	9
3.1.1.1 Datengrundlage	9
3.1.1.2 Verfahren der Habitatmodellierung	15
3.1.1.3 Ergebnisse der Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppen.....	18
3.1.1.4 Synthese der vier Einzelmodelle	25
3.1.1.5 Validierung der Ergebnisse im Gelände.....	28
3.1.1.6 Bestimmung der Hotspots für einen möglichen Nutzungsverzicht.....	33
3.1.2 Biodiversitätszentren der Waldbiotope auf Extremstandorten.....	35
3.1.2.1 Datengrundlage, relevante Waldgesellschaften und Indikatorartengruppen....	35
3.1.2.2 Ergebnisse der Habitatmodellierung mit der Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA).....	37
3.1.2.3 Synthese der vier Einzelmodelle	48
3.1.2.4. Geländekartierung	49
3.1.3 Auswahl neuer Naturwaldflächen in Schleswig-Holstein und Beteiligung der NW- FVA.....	52
3.2 Teilziel B: Erarbeitung und Erprobung eines praxisnahen Verfahrens zur Kartierung der Naturnähe von Waldbeständen.....	54
3.2.1 Einleitung	54
3.2.2 Das Kartierverfahren	55
3.2.2.1 Vorbereitung der Vor-Ort-Kartierung.....	55
3.2.2.2 Die Abgrenzung und Kartierung von Biodiversitätszentren (Hotspots) im Gelände.....	66
3.2.2.3 Die Berechnung von Habitateignungsziffern aus der Kartierung	68
3.2.3 Erprobung des Kartierverfahrens	69
3.2.3.1 Der Rahmen der Erprobung	69
3.2.3.2 Die Kartierung.....	69
3.2.3.2 Auswertung der Kartierung und Vergleich mit den Ergebnissen der Habitatmodellierung.....	70
3.2.3.3. Auswertung der aus der Kartierung ermittelten Habitateignungsziffern	75

3.2.3.4. Gemeinsame Schlussbereisung	79
3.2.4 Schlussfolgerungen	80
3.3 Teilziel C: Systematische Schutzgebietsplanung und Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Hotspots	81
3.3.1 Systematische Schutzgebietsplanung	81
3.3.1.1 Einleitung	81
3.3.1.2 Material und Methoden	81
3.3.1.3 Ergebnisse	85
3.3.1.4 Diskussion	89
3.3.2 Ausblick: Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Hotspots	91
3.4 Verbreitung seltener xylobionter Käfer in Schleswig-Holstein	93
4. Kommunikation der Projektinhalte	94
4.1 Im Jahr 2013	94
4.2 Im Jahr 2014	95
4.3 Im Jahr 2015	97
4.4 Abschlussveranstaltung am 16. Oktober 2015	97
4.4.1 Vortragsinhalt: Aktuelle Strategien zum Erhalt der Biodiversität in Wäldern (Dr. Peter Meyer)	99
4.4.2 Vortragsinhalt: Welches Potenzial hat eine systematische Schutzgebietsplanung für den angewandten Naturschutz? (Dr. Peter Meyer)	102
4.5 Publikationen	105
5. Danksagung	107
6. Literaturverzeichnis	107
7. Anhänge	116

1. Zusammenfassung

Mit dem Vorhaben „Identifizierung von Waldgebieten mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität“ konnte in den Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) ein Lösungsweg für zwei wichtige Ziele des Waldnaturschutzes erarbeitet werden: Schutz der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* sowie der *gefährdeten Waldbiotope auf extremen Standorten*. Das Projekt geht von der Überlegung aus, dass Schutzbemühungen im Wald vor allem dort ansetzen sollten, wo eine größtmögliche Wirksamkeit zu erwarten ist. Dies gilt insbesondere für die Zentren der typischen Arten- und Lebensraumvielfalt (Biodiversitätszentren, Syn. *Hotspots*). Da hier die entsprechenden Lebensgemeinschaften noch mehr oder weniger vollständig erhalten geblieben sind, ist ihre Stabilisierung wesentlich effektiver als eine Wiederherstellung an anderer Stelle. Für die Umsetzung dieser Strategie standen bisher noch keine praxisreifen Methoden zur Verfügung. Diese Lücke soll das Projekt schließen, indem ein Verfahren entwickelt und erprobt wird, mit dem Biodiversitätszentren identifiziert und langfristig gesichert werden können.

Im Einzelnen wurden die folgenden Zielsetzungen verfolgt:

a. Entwicklung eines Verfahrens zur Identifikation von Biodiversitätszentren durch Methoden der Habitatmodellierung

Die Identifizierung von Hotspots der Alters- und Zerfallsphase wurde mittels einer Habitatmodellierung für Indikatorartengruppen durchgeführt. Die verwendeten Indikatorarten sind eng an Strukturen der Alters- und Zerfallsphase von naturnahen Laubwäldern gebunden und umfassen Arten aus den Gruppen der Vögel, xylobionten Käfer, Pilze und Moose. Bei der Habitatmodellierung wurden darüber hinaus erklärende Variablen aus der aktuellen Forsteinrichtung der SHLF und einer Kartierung der historisch alten Waldstandorte in den SHLF verwendet. Wertvolle und gefährdete Waldbiotope auf Extremstandorten wurden anhand einer separaten Habitatmodellierung für entsprechende Indikatorarten aus den Gruppen der Gefäßpflanzen und Moose identifiziert. Im Einzelnen wurden Biodiversitätszentren für Erlen-Eschen-Wälder, nährstoffreichere und nährstoffärmere Erlen-Bruchwälder sowie Moorbirken-Bruchwälder identifiziert. Die Flächenkulisse der im Projekt identifizierten Biodiversitätszentren wurde über den Projektpartner SHLF direkt in die laufende Auswahl von neuen Naturwaldflächen in Schleswig-Holstein einbezogen, sodass die Projektergebnisse unmittelbar umgesetzt werden konnten.

b. Erarbeitung und Erprobung eines praxisnahen Verfahrens zur Kartierung der Naturnähe von Waldbeständen

Ziel dieses Arbeitsschrittes war es, ein effektives und treffsicheres Kartierverfahren zur Identifizierung von Hotspots zu entwickeln. Dieses Verfahren sollte auch bei einer eingeschränkten Da-

tengrundlage bzw. dann einsetzbar sein, wenn die Personalkapazitäten für eine umfangreiche Datenaufbereitung und –analyse, wie sie für die Wälder der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) durchgeführt wurde, nicht ausreichen. Als zu kartierende Indikatoren von Naturnähe werden vor allem Waldstrukturen, Standortverhältnisse und Indikatorarten genutzt. Das Kartierverfahren wurde zum einen für Biodiversitätszentren der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* und zum anderen für die *Waldbiotope auf Extremstandorten* entwickelt.

Darüber hinaus wurde eine Liste von 98 objektiv ermittelten Gefäßpflanzen und Moosen abgeleitet, die als Indikator-Arten für historisch alte bzw. junge Waldstandorte in Schleswig-Holstein dienen. Mit dieser Indikatorarten-Liste können Hotspots der walddtypischen Gefäßpflanzen- und Moosflora, identifiziert werden. Zudem können die leicht bestimmbaren Zeigerarten der Habitatkontinuität als „Signalarten“ für die Naturnähe von Waldbeständen verwendet werden.

c. Methoden der systematischen Schutzgebietsplanung und Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Hotspots

Die dauerhafte Erhaltung oder – im Fall von entwässerten Feuchtwäldern – Wiederherstellung besonders naturnaher Waldbestände (Hotspots) erfordert zielgerichtete Schutzmaßnahmen sowie ein ausreichend großes und repräsentatives Schutzgebietssystem.

Aus diesem Grund wurde eine systematische Schutzgebietsplanung beispielhaft angewendet, indem eine Lücken- bzw. Repräsentanzanalyse des bestehenden Schutzgebietssystems in Schleswig-Holstein durchgeführt und dieses mit Hilfe einer Optimierungssoftware weiterentwickelt wurde. Das Instrument der systematischen Schutzgebietsplanung kann geeignet sein, um konstruktive Lösungsvorschläge für den anhaltenden Konflikt konkurrierender Waldfunktionen zu machen.

Bei den identifizierten Hotspots wird sinnvollerweise zwischen „Prozessschutz-“ und „Management-Hotspots“ unterschieden. Bei Prozessschutz-Hotspots – hier sind vor allem sehr naturnahe Ausprägungen von Buchen-Lebensraumtypen und Feuchtwäldern zu nennen – kann in systematisch ausgewählten Naturschutz-Vorrangflächen ein Nutzungsverzicht sinnvoll sein. Demgegenüber bedürfen „Management-Hotspots“ – hier handelt es sich insbesondere um Lebensraumtypen mit dominierender Eiche – einer aktiven Pflege, Nutzung und gezielten Bestandesentwicklung, damit die Eiche und die ihr eigene Biodiversität nicht von der konkurrenzstärkeren Buche verdrängt werden.

2. Anlass und Ziel des Vorhabens

Das Vorhaben baute auf den Überlegungen von Myers (1990, 1988) und Myers et al. (2000) auf, wonach durch Identifizierung und Schutz der besonders artenreichen und gleichzeitig am stärksten gefährdeten Regionen der Erde („Hotspots“) eine Vielzahl der Arten auf vergleichsweise wenig Fläche und dort besonders effektiv mit den hierfür zur Verfügung stehenden Mitteln vor dem Aussterben bewahrt werden kann.

In diesem Sinne sollten auch Schutzbemühungen im Wald vor allem dort ansetzen, wo eine größtmögliche Wirksamkeit zu erwarten ist. Dies gilt insbesondere für die Zentren der typischen Arten- und Lebensraumvielfalt. Da hier die entsprechenden Lebensgemeinschaften noch mehr oder weniger vollständig erhalten geblieben sind, ist ihre Stabilisierung wesentlich effektiver als eine Wiederherstellung an anderer Stelle. Zudem können solche Biodiversitätszentren (Syn. „Hotspots“) als Spenderflächen für angrenzende Waldflächen fungieren und damit auch der Wiederherstellung naturnaher Lebensgemeinschaften auf größerer Fläche dienen (Meyer et al., 2009, 2015).

Mit ihrer Häufung seltener und gefährdeter Arten und Strukturen stehen Biodiversitätszentren in einem deutlichen Kontrast zur umgebenden Waldlandschaft. Das Vorhaben behandelte als konkrete Biodiversitätszentren die Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern sowie die Waldbiotope auf extremen Standorten. Diese haben aufgrund ihrer Naturnähe, Seltenheit und Gefährdung einen besonders großen naturschutzfachlichen Wert.

Timonen et al. (2010) beschreiben ein vergleichbares Waldnaturschutzkonzept in Fennoskandinavien, das auf sog. „Woodland Key Habitats“ (WKHs) aufbaut:

One tool for conservation of the forest biodiversity in the matrix in north European countries is the setting aside of small habitat patches called Woodland Key Habitats (WKHs). WKHs are small habitat patches that are supposed to be particularly valuable for the biodiversity of production forests i.e. rich in biodiversity qualities (biodiversity hotspots).

The WKH concept is based on two assumptions. First, red-listed species are presumed to be clustered into certain sites or habitats (rarity hotspots) rather than to occur evenly or randomly in the forest landscape. Second, it should be possible to identify WKHs by their structural features as well as indicator species, and thus direct observation of red-listed species should not be necessary.

Für die Umsetzung der Hotspots-Strategie im mitteleuropäischen Waldnaturschutz standen bisher keine praxisreifen Verfahren zur Verfügung. Diese Verfahren sollten die Identifikation von Biodiversitätszentren auf der Grundlage vorliegender Daten ebenso einschließen, wie

geeignete Methoden ihrer Vor-Ort-Kartierung sowie zielführende Maßnahmen zu ihrer Behandlung und langfristigen Sicherung. Das Ziel dieses Projektes war es daher, am Beispiel der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) diese Lücke zu schließen und das neu entwickelte Verfahren zu validieren und zu erproben.

Die Konkretisierung der Hotspots-Strategie sollte die Auswahl von naturschutzfachlichen Vorrangflächen im Wald auf eine belastbare wissenschaftliche Grundlage stellen. Im Einzelnen wurden die nachfolgend aufgeführten drei Zielsetzungen verfolgt:

Teilziel A (siehe Kapitel 3.1): Entwicklung eines Verfahrens zur Identifikation von Biodiversitätszentren durch Methoden der Habitatmodellierung

Es sollte ein Verfahren zur Identifikation von Biodiversitätszentren entwickelt werden unter Anwendung von aktuellen Verfahren der Habitatmodellierung. Bei den Biodiversitätszentren der Alters- und Zerfallphase von Laubwäldern sowie der Waldbiotope auf Extremstandorten konnte dabei davon ausgegangen werden, dass deren Identifikation mithilfe von Indikatorarten bzw. Indikatorartengruppen möglich ist.

Anschließend sollte die modellierte Habitateignung im Gelände validiert werden. Hierbei sollten auch wichtige Naturnäheerkmale wie Altbäume, Totholz und besondere Kleinstrukturen erfasst sowie weitere Indikatorarten kartiert werden, für die keine oder nur sehr unvollständige Daten vorlagen. Die zu beprobenden Bestände sollten zufällig aus den nach ihren Wertziffern sortierten Waldbeständen ausgewählt werden.

In einem letzten Schritt sollte die konkrete Abgrenzung der Biodiversitätszentren erfolgen.

Teilziel B (siehe Kapitel 3.2): Erarbeitung und Erprobung eines praxisnahen Verfahrens zur Kartierung der Naturnähe von Waldbeständen

Ziel dieses Arbeitsschrittes war es, ein effektives und treffsicheres Verfahren zur Identifikation von Biodiversitätszentren zu entwickeln, das auch bei einer weniger umfangreichen Datengrundlage bzw. dann einsetzbar ist, wenn die Personalkapazitäten für die Datenaufbereitung und -analyse nicht ausreichen. Als zu kartierende Indikatoren von Naturnähe wurden vor allem Indikatorarten, Waldstrukturen und Standortverhältnisse genutzt.

Einen eigenständigen Arbeitsschritt stellte die analytische Ableitung einer Liste von Gefäßpflanzen und Moosen als Zeigerarten für Habitatkontinuität dar. Hierbei sollten floristische Daten (Verbreitungsangaben) mit Umweltvariablen (z. B. Waldkontinuität, Laub-, Nadel- und Mischwald, Standortinformationen) zusammengeführt werden, um indikatorisch aussagekräftige Arten- und Artengruppen mit Hilfe statistischer Verfahren objektiv zu bestimmen.

Geeignete Indikatorarten sollten dabei gut identifizier- und nachweisbar sein. Indikatoren sollten zudem nur dann zur Anzeige von Standorteigenschaften genutzt werden, wenn sich diese nicht direkt messen oder beobachten lassen. Da bei seltenen Arten bereits die Erfassung der An- oder Abwesenheit fundierte Aussagen zu Status und Entwicklungstrends erlaubt (Joseph et al., 2006), sollte in Anbetracht des verfügbaren Budgets und der begrenzten Projektlaufzeit auf die aufwendige Erhebung von Abundanzdaten verzichtet werden.

Die Kartiermethodik wurde auf Flächen der SHLF erprobt und validiert. Maßstab für die Validierung war die Übereinstimmung zwischen der Naturnähebewertung der Geländekartierung und den unter Teilziel A gewonnenen Ergebnissen.

Teilziel C (siehe Kapitel 3.3) Methoden der systematischen Schutzgebietsplanung und Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Hotspots

Die dauerhafte Erhaltung oder – im Fall von entwässerten Feuchtwäldern – Wiederherstellung besonders naturnaher Waldbestände (Hotspots) erfordert zielgerichtete Schutzmaßnahmen sowie ein ausreichend großes und repräsentatives Schutzgebietssystem.

Seit dem Beginn des Projektes wurde die Wichtigkeit einer systematischen Schutzgebietsplanung zunehmend deutlich, und dies sowohl auf regionaler und nationaler als auch auf internationaler Ebene (z. B. Levin et al., 2013; Powers et al., 2013; Schleupner & Schneider 2013; Culmsee et al., 2014; Wu et al. 2014; Martinez-Harms et al., 2015; Meyer et al., 2015; Meyer & Engel, 2016). Um diesen aktuellen Entwicklungen gerecht zu werden, war es dringend geboten, Fragen nach einer systematischen Ergänzung der bestehenden Schutzgebietskulisse zu erörtern und geeignete Softwarelösungen beispielhaft anzuwenden. Zugleich wurden zwischenzeitlich neue Regelungen für die Behandlung von Naturwäldern in Schleswig-Holstein erlassen (SHLF, 2013). Zudem werden in einem neuen DBU-Projekt konkrete Maßnahmen zur Sicherung der Habitatkontinuität von Eichenwäldern („QuerCon“, Mölder et al., 2016) entwickelt. Diese sind im Hinblick auf Hotspots in Schleswig-Holstein sehr gut anwendbar, ein kurzer Ausblick sollte gegeben werden. Insgesamt wurde der Schwerpunkt im „Teilziel C“ nun auf die systematische Schutzgebietsplanung gelegt.

Bei der systematischen Schutzgebietsplanung muss der Definition von Schutzzielen die Analyse des bestehenden Schutzgebietssystems vorausgehen. Im Rahmen einer Lückenanalyse sollten deshalb Repräsentanzlücken im bestehenden System der schleswig-holsteinischen Naturwälder identifiziert werden (cf. Meyer et al. 2015). Bei einer systematischen Schutzgebietsplanung spielt die konkrete Auswahl von Flächen eine besondere Rolle. Es existiert eine Vielzahl von Möglichkeiten, sich der Frage nach optimierten Flächenkulissen rechnerisch zu

nähern (vgl. Sarkar et al. 2006, Ball et al. 2009, Moilanen et al. 2009). Eine geeignete Softwarelösung sollte ausgewählt und angewendet werden.

3. Geleistete Arbeitsschritte und Ergebnisse

3.1 Teilziel A: Entwicklung eines Verfahrens zur Identifikation von Biodiversitätszentren

3.1.1 Biodiversitätszentren der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern

Um besonders wertvolle Flächen für die Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern (Biodiversitätszentren bzw. Hotspots) zu identifizieren, wurden multivariate Habitatmodellierungen für die vier Indikatorartengruppen „Xylobionte Käfer“, Höhlenbrütende Vögel“, „Moose“ und „Pilze“ mit der *Ecological-Niche Factor Analysis* (ENFA) durchgeführt (Hirzel et al., 2002). Hierfür wurde die Software „Biomapper“ (Hirzel et al., 2008) eingesetzt. Die Methode weist den Vorteil auf, dass keine Absenzdaten, d. h. Bestätigungen der Abwesenheit von Arten, vorliegen müssen. Die Ergebnisse der Einzelmodelle für die vier Indikatorartengruppen wurden abschließend kombiniert, dabei erfolgte die Abgrenzung von Habitateignungsklassen (Kap. 3.1.1.4).

3.1.1.1 Datengrundlage

Öko-geographische Variablen

Um möglichst aussagekräftige Ergebnisse der Habitatmodellierung zu erzielen, werden aus den zu Verfügung stehenden und flächendeckend vorliegenden Datengrundlagen öko-geographische Variablen ausgewählt, welche im Sinne von Hilfsgrößen die Habitatansprüche der zu modellierenden Arten(gruppen) möglichst gut abbilden (**Tabelle 1**). Im vorliegenden Projekt standen als räumlich explizite Datenquellen die detaillierten Forsteinrichtungsdaten der SHLF sowie eine Kartierung historisch alter Waldstandorte in den Landeswäldern Schleswig-Holsteins (Gesellschaft für Forstplanung GbR & NFP, unveröffentlicht) zur Verfügung. Im Zuge der Habitatmodellierung werden redundante Variablen aussortiert (z. B. beinhalten die Variablen „Anteil Laubholz“ und „Anteil Nadelholz“ redundante Informationen). Weiterhin werden die Variablen nach dem Grad ihres Einflusses auf die Modellergebnisse im Laufe der Modellierung automatisch sortiert.

Die Aufbereitung der Variablen fand auf der räumlichen Ebene der forstlichen Unterfläche statt („Gliederungseben 3“: Abteilung/Unterabteilung/Unterfläche). Die tatsächlichen Eingangsdaten für die Software Biomapper werden im Rasterformat bereitgestellt und hatten eine räumliche Auflösung von 40x40 Metern.

In den nachfolgend beschriebenen (Kap. 3.1.1.3) vier Einzelmodellen der Hotspots der Alters- und Zerfallsphase wurden folgende Variablen in z. T. unterschiedlicher Zusammenstellung verwendet:

Tabelle 1: Übersicht über die in den Modellierungen der Hotspots der Alters- und Zerfallsphase verwendeten öko-geographischen Variablen und deren Datenquellen.

Variable/Quelle	Definition
Forsteinrichtung	
Anteil Buche	Anteilmessung nach Anteilflächen
Anteil Eiche	s.o.
Anteil Fichte	s.o.
Anteil Laubbaumarten	s.o. (nur standortheimische Arten)
Anteil Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer	s.o.
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	s.o., Nadelholz außer Waldkiefer, Roteiche, Robinie und Hybrid-Pappel
Bestockungsgrad der Hauptbaumart	forstlicher Bestockungsgrad nach Ertragstafel
Distanz zu Altbuchenbestand (> 120 Jahre)	Altbestand: Buchen älter als 120 Jahre nehmen mind. 30 % des Bestandes ein (Anteilfläche)
Distanz zu Alteichenbestand (> 160 Jahre)	Altbestand: Eichen älter als 160 Jahre nehmen mind. 30 % des Bestandes ein (Anteilfläche)
Maximales Alter der Laubbäume	höchstes Alter standortheimischer Laubbäume
Kartierung hist. alter Waldstandorte	
Anteil historisch alten Waldes	seit mind. 200 Jahren mit Wald bestockt

Indikatorartengruppen

Die Auswahl der vier Indikatorartengruppen „Xylobionte Käfer“, „Höhlenbrütende Vögel“, „Moose“ und „Pilze“ erfolgte auf der Basis von Literaturlauswertungen und Experteneinschätzungen.

Xylobionte Käfer

Die Auswertung basiert auf dem Datenbestand der koleopterologischen Sektion des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V., der zum Zeitpunkt der Bearbeitung 269.921 Datensätze von Käferfunden aus Schleswig-Holstein enthielt (Stand: April 2013). Die Erhebung der Daten erfolgte in jahrzehntelanger Arbeit vornehmlich durch ehrenamtliche Kräfte (Mölder et al., 2014). Auf Grundlage der ökologischen Klassifikation der Käfer nach Köhler (2000) wurden aus diesem Datenbestand 30.068 Datensätze zu xylobion-

ten Käfern extrahiert. In einem weiteren Schritt wurde der Datenbestand auf 4.506 Datensätze von 214 „wertgebenden Arten“ verdichtet, die in Schleswig-Holstein als „Naturwald-Zeigerarten“ geführt werden. Diese Naturwald-Zeigerarten sind auf Landesebene bedeutende Qualitätszeiger für Naturnähe und Struktureichtum. Bei den Naturwald-Zeigerarten handelt es sich überwiegend um Xylobionte (sensu Köhler, 2000; Möller, 2009; Schmidl & Bußler, 2004), die auf Strukturen alter Bäume, starkes Totholz oder lange Habitattradition angewiesen sind. Die Einstufungen dieser Naturwald-Zeigerarten auf Landesebene sind ausdrücklich als Expertenvoten zu verstehen, die sich ausschließlich auf die Verhältnisse im waldarmen Schleswig-Holstein beziehen (Gürlich et al. 2011).

Aus den 214 Naturwald-Zeigerarten wurden für die Modellierung von Habitaten der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern der SHLF schließlich 116 Indikatorarten (**Anhang 1**) herausgefiltert, die nach Möller (2009) die Totholz-Volumenklassen „Baumruinen“ und „Starkholz“ als Habitat bevorzugten:

(1) Baumruinen (ab ca. 0,3 m BHD)

Stehende, lebende oder tote Altbäume oder Hochstubben, die entweder besonders strukturreich sind oder die durch spezifische Artenspektren ausgezeichnete Einzellebensräume aufweisen.

(2) Starkholz (ab 0,35 m BHD)

Umfasst ein breites Spektrum grober Totholzstrukturen, z.B. borkenlose Trockenbäume, liegende Hölzer oder großvolumige Stubben.

Für die Modellierung wurden Funde im Landeswald ab 1970 verwendet, um einen zeitlichen Zusammenhang zwischen dem Nachweis und dem heutigen Zustand der betreffenden Wälder zu gewährleisten. Da die Daten zu den Käfern eine Angabe zur Genauigkeit des Fundortes beinhalteten, konnte weiterhin eine Einschränkung auf Funde mit einer Mindestgenauigkeit von 500 Metern vorgenommen werden.

Zum Vorkommen von xylobionten Käfern in den Wäldern Schleswig-Holsteins siehe auch Kap. 3.4 und Mölder et al. (2014).

Höhlenbrütende Vögel

Die Auswertung basiert auf dem Datenbestand des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), das in Zusammenarbeit mit der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein und Hamburg e.V. (OAG) umfangreiche Verbreitungsdaten von Brutvögeln erhoben hat (LLUR & OAG, 2014, 2013). Für die Modellierung von Habitaten der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern der SHLF

wurde eine gutachterlich erstellte sog. „Höhlenbrütergilde“ verwendet, welche die Arten Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) und Hohltaube (*Columba oenas*) umfasst.

Dem in Schleswig-Holstein flächendeckend gut kartierten Mittelspecht kommt dabei eine besondere Bedeutung zu (Berndt, 2003; Berndt et al., 2013; Jeromin & Koop, 2011). Diese Art ist eng an Alt- und Totholzstrukturen in naturnahen Laubwäldern gebunden und gilt daher als Indikatorart für diese schützenswerten Waldlebensräume (Müller, 2004; Müller et al., 2009; Pasinelli, 2000; Utschick, 2003; Winter et al., 2005). Der Vogel ist eine Art des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie, für den besondere Schutzgebiete geschaffen werden müssen (Berndt, 2003; Müller et al., 2009). Von Abweichungen abgesehen entspricht die große Mehrzahl der Mittelspechthabitate in Schleswig-Holstein nach dem folgendem Schema: Gut geeignet sind Buchen-Eichenalt- und -baumholz mit einem hohen Eichenanteil sowie einem hohen Alter der Eichen nahe oder jenseits der Hiebsreife. Die Bestände können altersmäßige Stufen oder einige Lücken aufweisen, haben aber insgesamt doch ein recht geschlossenes Kronendach. Mit dem Anteil und Alter der Eichen steigt die Eignung von Wäldern für den Mittelspecht (Berndt, 2003; Berndt et al., 2013). Dem gegenüber führen Winter et al. (2005) für nordostdeutsche Tieflandbuchenwälder an, dass der Mittelspecht dort eine Indikatorart für reife Buchenwälder ohne Eichenanteil ist. Dabei sind für das Vorkommen des Mittelspechtes zwei typische Strukturelemente ausschlaggebend (Winter et al., 2005): a) eine raue Struktur der Rinde (typisch für Buchen, die älter als 200 Jahre sind) und b) starkes stehendes Totholz. Grobe Rindenstrukturen sind für den Mittelspecht wichtig, weil diese einen Ganzjahreslebensraum für Arthropoden bieten und somit eine beständige Nahrungsquelle für diesen Such- und Stocherspecht darstellen (Berndt, 2003; Berndt et al., 2013). Pasinelli (2000) betont die Wichtigkeit des Vorhandenseins von starken Eichen sowie von Höhlenbäumen und zukünftigen Höhlenbäumen.

Der Zwergschnäpper, ebenfalls eine Vogelart des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie, erreicht in Schleswig-Holstein seine westliche Verbreitungsgrenze. Insgesamt kann hier die Qualität der Verbreitungsdaten als gut bezeichnet werden (Flade, 1997; Jeromin & Koop, 2011). Der Zwergschnäpper gilt als Indikatorart für naturnahe, forstlich wenig oder gar nicht genutzte Wälder mit vielen alten Bäumen und hohem Totholzanteil (Mitrus & Soćko, 2008; Wernicke, 2009; Wichmann & Frank, 2007). Diese Lebensraumansprüche sind in Schleswig-Holstein am ehesten in alten und totholzreichen Buchen-Eichen-Wäldern erfüllt (Jeromin & Koop, 2011). Als Höhlen- und Nischenbrüter ist der Zwergschnäpper auf ein großes Angebot

an Höhlen angewiesen (Mitrus & Soćko, 2008, 2004). Einzelne Neststände wurden auch hinter abstehender Baumrinde nachgewiesen (Jeromin & Koop, 2011).

Die Hohltaube ist auf das Vorhandensein von Baumhöhlen als Brutstätte angewiesen, wobei bevorzugt vom Schwarzspecht angelegte Höhlen in lebenden Buchen bezogen werden. Hierbei wirken sich das Vorhandensein mehrerer Höhlen pro Baum und von Höhlen in größerer Höhe positiv auf die Wahl des Nistbaumes aus (Kosiński et al., 2011). Dementsprechend kann die Hohltaube als Indikatorart für naturnahe Laubwälder und das Vorhandensein von höhlenreichen, starken alten Buchen gewertet werden (Müller, 2004; Utschick, 2003).

Für die Modellierung wurden Funde im Landeswald ab 1970 verwendet um einen zeitlichen Zusammenhang zwischen dem Nachweis und dem heutigen Zustand der betreffenden Wälder zu gewährleisten.

Pilze

Auf Anraten des schleswig-holsteinischen Mykologen Matthias Lüderitz wurde verstärkt Literatur zu Pilz-Indikatorarten ausgewertet, die aus dem benachbarten Skandinavien stammt. Hinsichtlich der Indizierung von Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern eignet sich besonders eine Liste von 42 Pilzarten, die von (Heilmann-Clausen & Christensen, 2000) publiziert wurde (**Tabelle 2**). Diese Pilzarten werden im benachbarten Dänemark als Indikatoren für Lebensgemeinschaften verwendet, die an totholzreiche Buchenwälder gebunden sind.

Die Fundorte der relevanten Pilzarten in den Wäldern der SHLF wurden aus der Datenbank MYKIS/SH ausgelesen. Diese Datenbank wird von der Mykologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein als Teil der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V. gepflegt (Lüderitz et al., 2013). Die Erhebung der Daten erfolgte in jahrzehntelanger Arbeit vornehmlich durch ehrenamtliche Kräfte. Für die Modellierung wurden Funde im Landeswald ab 1970 verwendet.

Tabelle 2. Pilzarten zur Modellierung von Habitaten der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern der SHLF (gem. Heilmann-Clausen & Christensen, 2000)

<i>Aurantioporus alborubescens</i>	<i>Eutypa spinosa</i>	<i>Inonotus nodulosus</i>	<i>Pluteus luctuosus</i>
<i>Aurantioporus fissilis</i>	<i>Flammulaster limulatus</i>	<i>Inonotus obliquus</i>	<i>Pluteus pellitus</i>
<i>Camarops polysperma</i>	<i>Flammulaster muricatus</i>	<i>Ischnoderma resinosum</i>	<i>Pluteus phlebophorus</i>
<i>Camarops tubulina</i>	<i>Ganoderma pfeifferi</i>	<i>Kavinia himantia</i>	<i>Pluteus umbrosus</i>
<i>Catinella olivacea</i>	<i>Hypochnicium analogum</i>	<i>Lentinellus vulpinus</i>	<i>Polyporus badius</i>
<i>Ceriporiopsis gilvescens</i>	<i>Henningsomyces candidus</i>	<i>Nemania atropurpurea</i>	<i>Spongipellis delectans</i>
<i>Climacodon septentrionalis</i>	<i>Hericium coralloides</i>	<i>Nemania chestersii</i>	<i>Stereum subtomentosum</i>
<i>Creolophus cirrhatus</i>	<i>Hericium erinaceum</i>	<i>Omphalina epichysium</i>	<i>Volvariella bombycina</i>
<i>Cristinia gallica</i>	<i>Hohenbuehelia auriscalpium</i>	<i>Ossicaulis lignatilis</i>	<i>Volvariella caesiotincta</i>
<i>Dentipellis fragilis</i>	<i>Hypoxylon cohaerens</i>	<i>Phleogena faginea</i>	
<i>Discina parma</i>	<i>Inonotus cuticularis</i>	<i>Pholiota cerifera</i>	

Moose

Aufbauend auf den im Projekt gewonnenen Erkenntnissen zur Bindung von Moosen an historisch alte Waldstandorte in Schleswig-Holstein (Kap. 3.2; Mölder et al., 2015) erfolgte die Auswahl von 29 Waldmoosarten, die als Indikatoren für Habitate der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern gelten können (**Tabelle 3**). Es wurden nur solche Arten berücksichtigt, die auf die Substrate „Totholz“ und/oder „Rinde“ angewiesen sind (Schmidt et al., 2011).

Tabelle 3. Moosarten zur Modellierung von Habitaten der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern der SHLF.

<i>Amblystegium tenax</i>	<i>Herzogiella seligeri</i>	<i>Plagiochila porelloides</i>
<i>Brachythecium populeum</i>	<i>Homalia trichomanoides</i>	<i>Plagiomnium undulatum</i>
<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>Isothecium alopecuroides</i>	<i>Plagiothecium denticulatum</i> var. <i>undulatum</i>
<i>Cratoneuron filicinum</i>	<i>Isothecium myosuroides</i>	<i>Plagiothecium laetum</i>
<i>Dicranum majus</i>	<i>Lejeunea cavifolia</i>	<i>Platygyrium repens</i>
<i>Dicranum montanum</i>	<i>Lepidozia reptans</i>	<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>
<i>Eurhynchium hians</i>	<i>Metzgeria furcata</i>	<i>Rhizomnium punctatum</i>
<i>Eurhynchium striatum</i>	<i>Neckera complanata</i>	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>
<i>Fissidens bryoides</i>	<i>Orthotrichum stramineum</i>	<i>Thuidium tamariscinum</i>
<i>Fissidens taxifolius</i>	<i>Plagiochila asplenioides</i>	

Die Fundorte der relevanten Moosarten in den Wäldern der SHLF wurden aus der gemeinsamen Datenbank der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e. V. und des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) ausgelesen (AG Geobotanik & LLUR, 2013). Die Erhebung der Funddaten erfolgte vornehmlich durch ehrenamtliche Kräfte zwischen den Jahren 1974 und 2003 (Schulz & Dengler, 2006).

3.1.1.2 Verfahren der Habitatmodellierung

Bei der Habitatmodellierung wird davon ausgegangen, dass die Habitateignung anhand von Indikatorarten bzw. Indikatorartengruppen eingeschätzt werden kann. Die Verteilung der Arten im Raum ist abhängig von der Ausprägung bestimmter ökologischer Variablen. Arten, die auf die Alters- und Zerfallsphase angewiesen sind, kommen vorzugsweise in Beständen mit hohem Alter bzw. in Beständen mit alten Baumindividuen vor. Diese Abhängigkeit kann durch einen Vergleich der Häufigkeitsverteilung des Bestandesalters an Punkten mit Artfunden mit der Gesamtverteilung im Untersuchungsgebiet quantifiziert werden. Hierbei werden die Mittelwerte und die Standardabweichungen beider Verteilungen herangezogen. Wendet man diese Statistiken auf eine erweiterte Anzahl von Variablen an, so kann die ökologische Nische einer Art bestimmt werden (Hirzel et al., 2002; Hutchinson, 1957). Abschließend wird jeder Fläche, für die alle erklärenden Variablen vorliegen, im Rahmen einer Faktorenanalyse ein Habitateignungsindex auf einer Skala von 0 bis 100 zugewiesen. Hohe Habitateignungen werden hierbei nur erzielt, wenn alle entscheidenden Variablen auf einer Fläche vorteilhaft ausgeprägt sind.

Im Zuge der Modellbildung mit Hilfe der Software „Biomapper“ werden verschiedene Kenngrößen zu den Modelleigenschaften und der Modellqualität ausgegeben, die im Folgenden dargestellt werden.

Tabelle 4. Beispiel einer Score Matrix. Der absolute Wert des Marginalitätsfaktors (Marginality) beschreibt den Grad der Abweichung zwischen dem Mittelwert der Artfunde und der Grundgesamtheit bezüglich der einzelnen Variablen. Die weiteren Faktoren (Spezialisierung: Spec. 1 - Spec. 4) beschreiben den Grad der Toleranz der Arten bezüglich Änderungen des Wertes der Variablen. Zeile 2 gibt den Prozentwert der erklärten Spezialisierung eines Faktors an. Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 7 Faktoren ab.

	Marginality	Spec. 1	Spec. 2	Spec. 3	Spec. 4
	(23 %)	(39 %)	(17 %)	(9 %)	(5 %)
Anteil historisch alter Wald	0,60	-0,22	-0,08	0,15	-0,58
Anteil Buche	0,56	-0,07	0,27	0,22	-0,07
max. Baumalter im Bestand	0,50	-0,10	-0,12	-0,43	0,67
Anteil Eiche	0,03	-0,08	0,34	0,72	0,34
Anteil Laubbaumarten mit niedriger Lebensdauer	-0,06	-0,03	0,11	0,11	-0,23
Bestockungsgrad (flächengewichtet)	-0,09	0,00	0,87	-0,41	-0,22
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,23	-0,97	-0,14	0,23	-0,04

Die *Score Matrix* gibt Aufschluss über die Einflussstärke der verschiedenen Koeffizienten, die in die Modellierung eingehen (**Tabelle 4**). Je höher der absolute Wert eines Koeffizienten für den ersten Faktor ist (Marginalitätsfaktor), desto stärker unterscheidet sich der Lebensraum der Artengruppe vom Mittel der Grundgesamtheit in Bezug auf den entsprechenden

Koeffizienten (Hirzel et al. 2002). Ein positives Vorzeichen zeigt an, dass die Art bezüglich des Koeffizienten höhere Werte als im Gesamtmittel bevorzugt.

In der beispielhaften *Score Matrix* (**Tabelle 4**) nimmt der Anteil historisch alten Waldes (Fläche ist seit mehr als 200 Jahren bewaldet, s. Glaser & Hauke (2004) die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein. Es folgen der Buchenanteil im Bestand und das maximale Baumalter im Bestand. Die Faktoren Spec. 1 – Spec. 4 stehen für die sogenannte Spezialisierung. Je höher der Wert eines Koeffizienten auf diesen Faktoren ist, desto stärker ist die betrachtete Artengruppe im Werteumfang der jeweiligen Variablen eingeschränkt.

Im Rahmen einer Kreuzvalidierung wird die Qualität des Modells bewertet (Abb. 1). Hierfür wird für einen nicht in das Modell eingegangenen (unabhängigen) Teildatensatz der Verlauf des Quotienten aus der Anzahl der beobachteten Funde O_i der Habitateignungsklasse i und der unter Zufallsbedingungen zu erwartenden Anzahl an Funden E_i in Abhängigkeit von der Habitateignung betrachtet ($O_i/E_i = F_i$.) Die erwartete Anzahl entspricht dem flächenproportionalen Anteil der Habitatklasse an der Gesamtzahl der Artfunde. Bei einer erfolgreichen Habitatmodellierung liegt F_i ab einer bestimmten Habitateignung über 1 und steigt danach weiter signifikant an. Der sog. Boyce-Index gibt die Spearman-Rangkorrelation zwischen F_i und der Habitateignung wieder.

Das beispielhafte Modell in der **Abbildung 1** zeichnet sich durch eine annähernd monoton steigende Kurve und einen hohen Boyce-Index von 0,825 aus. Die etwas weiteren Konfidenzbänder im unteren Bereich der Kurve deuten auf eine gewisse Unsicherheit bezüglich der Vorhersagequalität im unteren Bereich der Habitateignung hin. Insgesamt kann die Modellqualität jedoch als gut bezeichnet werden. Neben der Überprüfung der Modellqualität kann der Kurvenverlauf des Quotienten zwischen vorhergesagten und erwarteten Artfunden auch zur Bildung von Habitateignungsklassen herangezogen werden (**Abbildung 1**). Die Klassengrenzen ergeben sich hierbei durch signifikante Änderungen in der Steigung der Kurve.

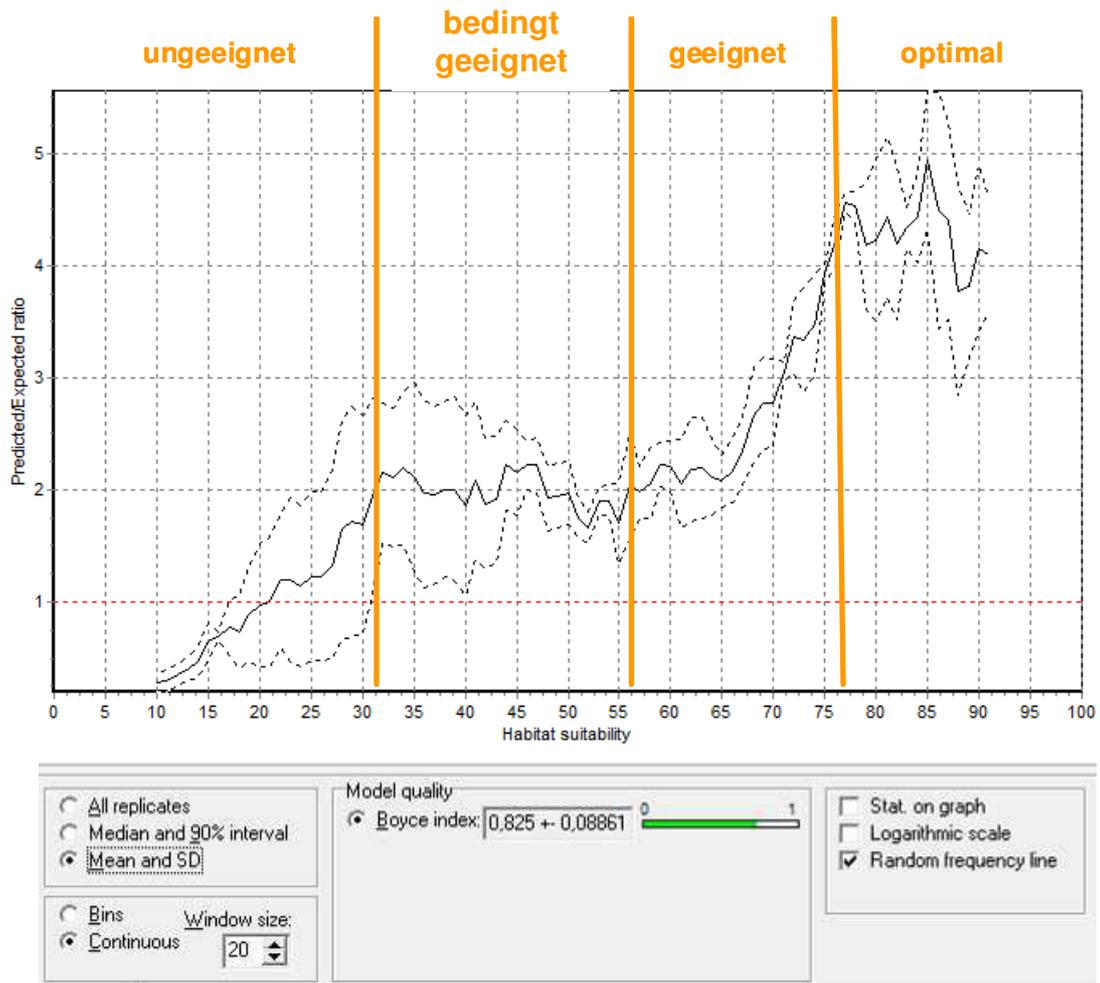


Abbildung 1: Beispielhaftes Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells und zur Ableitung von Klassengrenzen der Habitateignung. Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA. Klassifizierung: Einteilung der Habitateignung in vier Klassen (ungeeignet, bedingt geeignet, geeignet, optimal) anhand von Änderungen in der Steigung der Kurve; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

3.1.1.3 Ergebnisse der Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppen

Xylobionte Käfer

Für die ENFA-Habitatmodellierung der wertgebenden xylobionten Käfer wurde eine Indikatorartengruppe aus 116 Käferarten verwendet (**Anhang 1**), von denen in den Wäldern der SHLF 65 Arten an 23 verschiedenen Fundstellen vorkamen, wobei an einzelnen Fundstellen mehrere Arten gefunden werden konnten. In der Score Matrix (**Tabelle 5**) nimmt der Anteil des historisch alten Waldes die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein, gefolgt vom maximalen Alter der Laubbäume im jeweiligen Bestand. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Bestände der Alters- und Zerfallsphase vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 2** zum Ausdruck. Bei der Kreuzvalidierung des Habitatmodells wurde ein Boyce-Index von 0,45 ermittelt (**Abbildung 3**). Aufgrund der geringen Zahl von 23 Fundpunkten war leider kein besseres Modell zu erwarten.

Tabelle 5. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe „Xylobionte Käfer“. Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 10 Faktoren ab.

Variable	Marginality	Spec. 1	Spec. 2	Spec. 3	Spec. 4
	(28 %)	(18 %)	(11 %)	(10 %)	(8 %)
Anteil historisch alten Waldes	0,60	0,24	0,00	0,13	0,01
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,48	0,15	0,44	0,33	-0,28
Distanz zu Alteichenbestand (> 160 Jahre)	-0,47	0,38	0,35	0,35	-0,37
Anteil Laubbaumarten	0,31	0,45	-0,45	-0,54	-0,33
Anteil Eiche	0,20	-0,13	0,07	0,31	-0,10
Anteil Buche	0,13	-0,16	0,01	-0,07	0,19
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,14	0,59	-0,56	0,14	0,18
Bestockungsgrad der Hauptbaumart	0,07	-0,36	-0,32	0,54	-0,10
Anteil Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer	-0,07	-0,06	-0,24	-0,11	-0,62
Anteil Fichte	-0,09	0,25	0,02	-0,22	-0,45

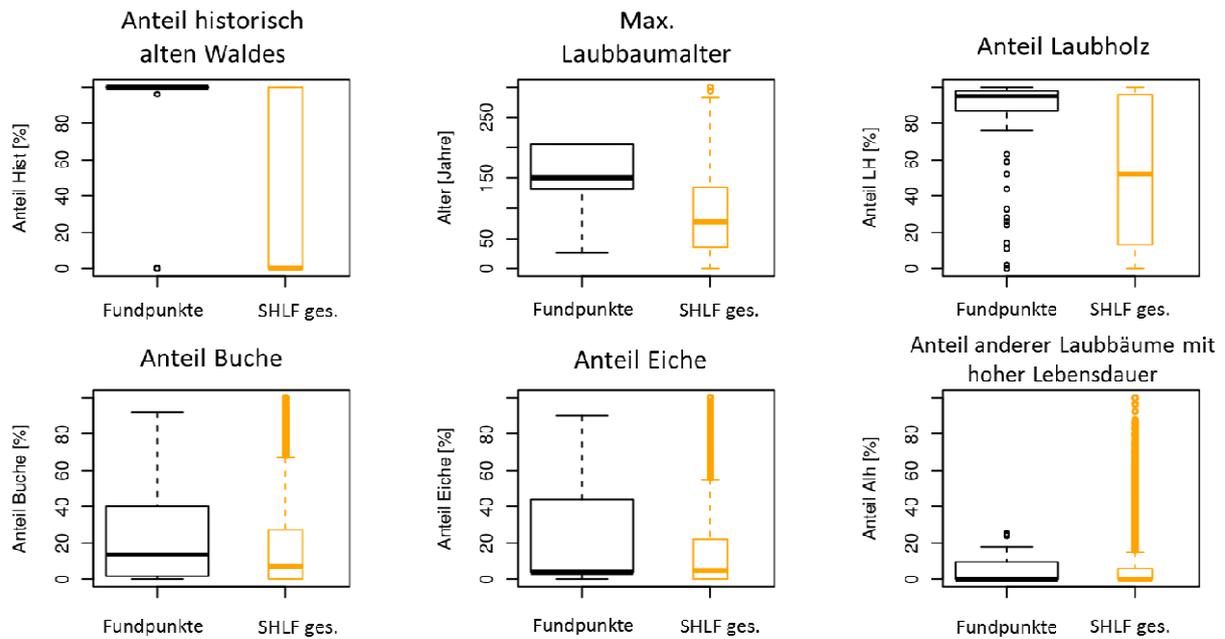


Abbildung 2: Ausprägung von Habitatvariablen an den 23 Einzelfundpunkten (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „xylobionte Käfer“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

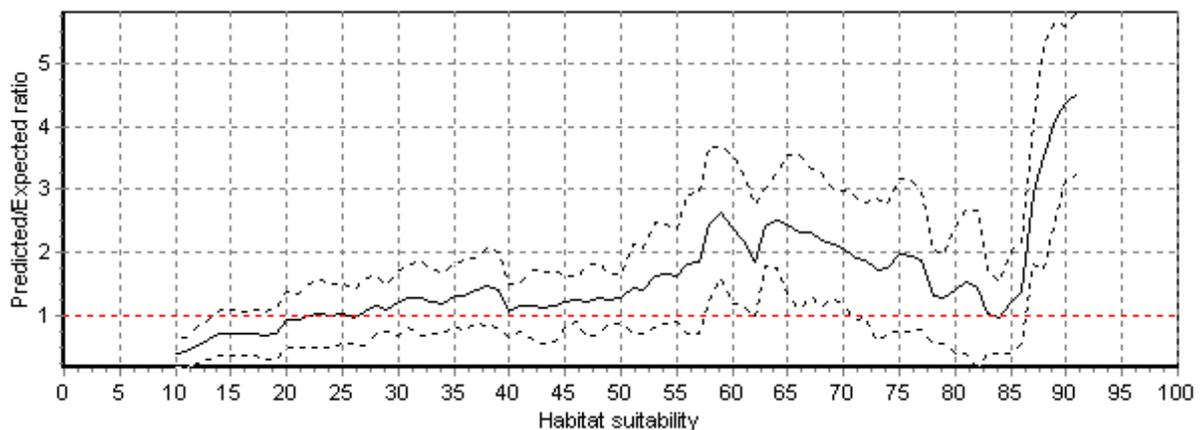


Abbildung 3: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „Xylobionte Käfer“ (5 Partitionierungen). Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

Höhlenbrütende Vögel

Für die ENFA-Habitatmodellierung der in Höhlen brütenden Vögel wurde eine Indikatorartengruppe verwendet, welche die Arten Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) und Hohлтаube (*Columba oenas*) umfasst. Für die Wälder der SHLF konnten 369 Fundstellen dieser drei Arten ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 6**) nimmt

das maximale Alter der Laubbäume im Bestand die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein. Es folgen als Variablen der Anteil des historisch alten Waldes, der Buchenanteil im Bestand und der Laubbaumanteil im Bestand. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Bestände der Alters- und Zerfallsphase vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 4** zum Ausdruck. Bei der Kreuzvalidierung des Habitatmodells wurde ein relativ hoher Boyce-Index von 0,70 ermittelt (**Abbildung 5**).

Tabelle 6. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe „höhlenbrütende Vögel“. Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 10 Faktoren ab.

Variable	Marginality (22 %)	Spec. 1 (27 %)	Spec. 2 (17 %)	Spec. 3 (13 %)	Spec. 4 (6 %)
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,51	-0,02	-0,04	-0,09	-0,15
Anteil historisch alten Waldes	0,44	-0,03	-0,33	-0,17	-0,30
Anteil Buche	0,42	0,10	0,00	-0,02	-0,32
Anteil Laubbaumarten	0,37	-0,48	-0,37	0,69	0,74
Distanz zu Alteichenbestand (> 160 Jahre)	-0,31	0,07	-0,84	-0,10	-0,12
Anteil Eiche	0,26	0,06	-0,02	-0,03	-0,28
Anteil Fichte	-0,23	-0,24	-0,21	0,69	-0,37
Bestockungsgrad der Hauptbaumart	0,05	0,02	-0,06	0,00	0,00
Anteil Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer	-0,04	0,12	-0,02	0,00	-0,11
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,14	-0,83	-0,04	-0,05	-0,07

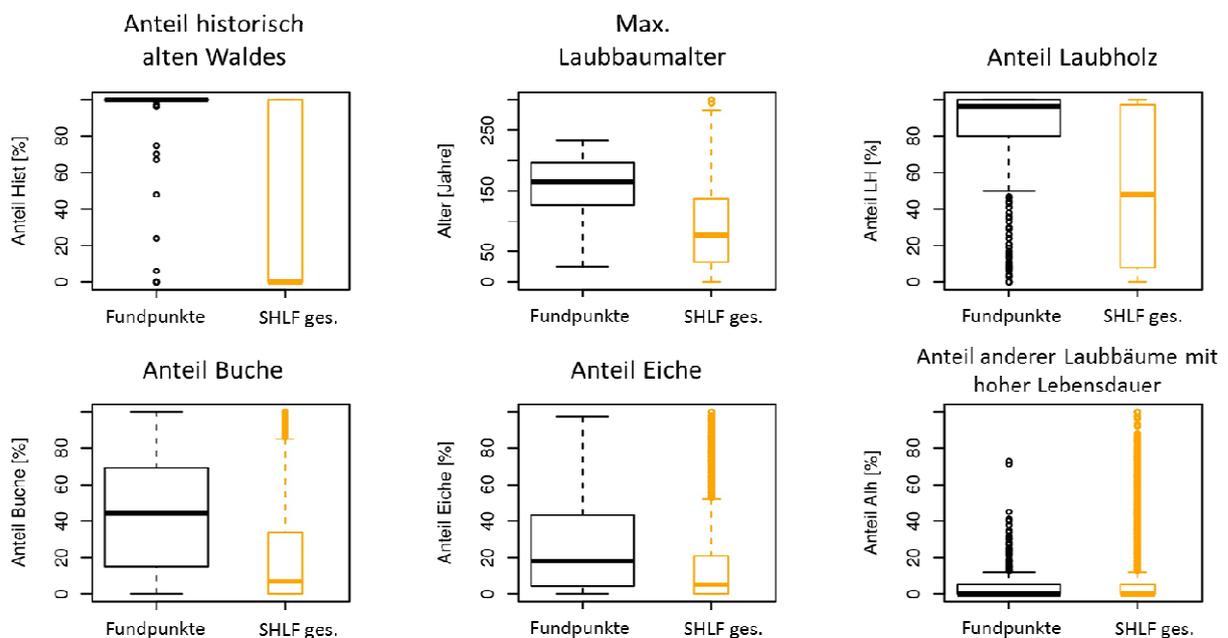


Abbildung 4: Ausprägung von Habitatvariablen an den 396 Einzelfundpunkten (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „höhlenbrütende Vögel“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

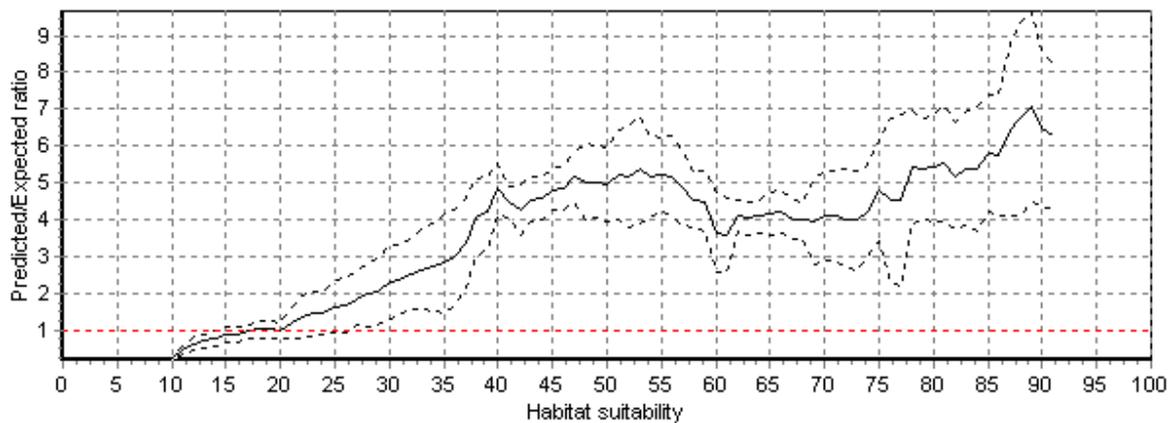


Abbildung 5: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „Höhlenbrütende Vögel“ (5 Partitionierungen). Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

Pilze

Für die ENFA-Habitatmodellierung der als Indikatoren für totholzreiche Buchenwälder geführten Pilze wurde eine Indikatorartengruppe aus 42 Pilzarten verwendet (**Tabelle 2**). Von diesen Arten konnten in den Wäldern der SHLF 15 Arten an 42 verschiedenen Fundstellen ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 7**) nimmt der Laubholzanteil im Bestand die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein. Es folgen als Variablen mit ähnlicher Wertigkeit das maximale Alter der Laubbäume im Bestand und der Anteil von Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer im Bestand. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Bestände der Alters- und Zerfallsphase vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 6** zum Ausdruck. Bei der Kreuzvalidierung des Habitatmodells wurde ein Boyce-Index von 0,32 ermittelt (**Abbildung 7**).

Tabelle 7. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe „Pilze“. Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 10 Faktoren ab.

Variable	Marginality (17 %)	Spec. 1 (30 %)	Spec. 2 (23 %)	Spec. 3 (11 %)	Spec. 4 (6 %)
Anteil Laubbaumarten	0,48	-0,41	0,30	0,69	0,40
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,46	0,14	-0,18	-0,04	0,31
Anteil Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer	0,41	0,02	0,14	-0,25	-0,29
Anteil Buche	0,29	-0,17	0,18	-0,18	-0,49
Anteil Fichte	-0,29	-0,47	0,82	0,27	0,20
Anteil historisch alten Waldes	0,27	-0,11	-0,04	-0,19	0,07
Distanz zu Altbuchenbestand (> 120 Jahre)	-0,26	-0,04	0,04	-0,06	-0,35
Anteil Eiche	0,25	-0,14	0,23	-0,20	-0,51
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,13	-0,73	-0,22	-0,09	0,00
Bestockungsgrad der Hauptbaumart	-0,02	0,07	-0,21	0,52	0,06

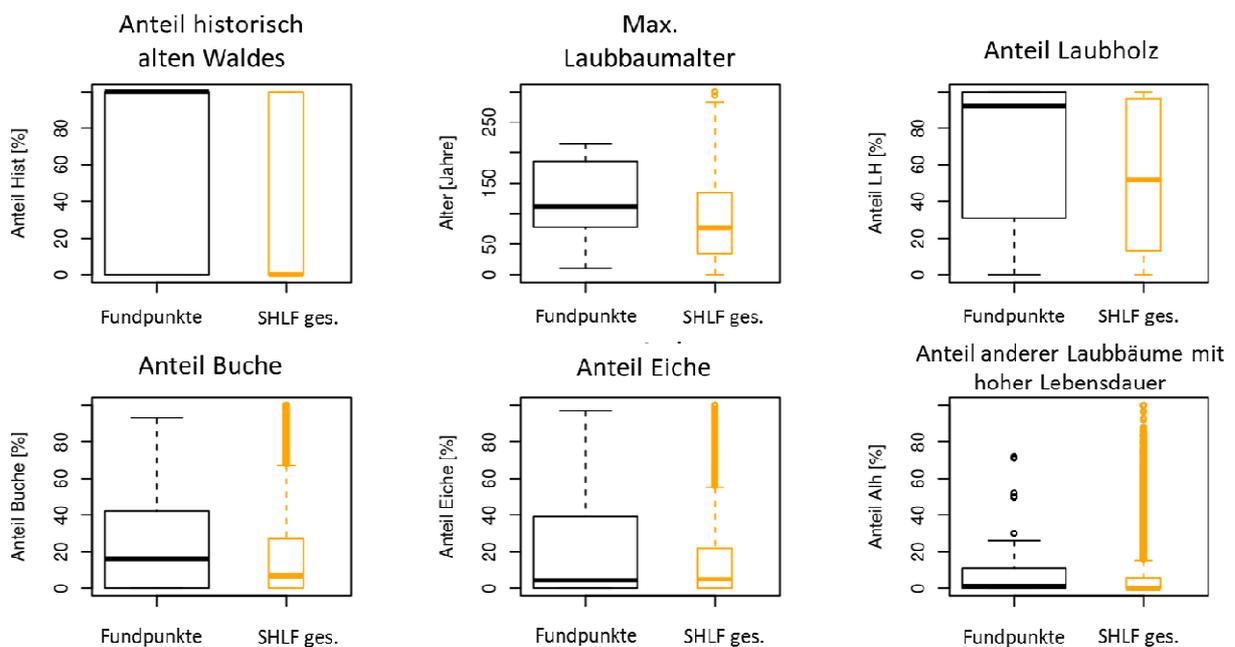


Abbildung 6: Ausprägung von Habitatvariablen an den 42 Einzelfundpunkten (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „Pilze“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

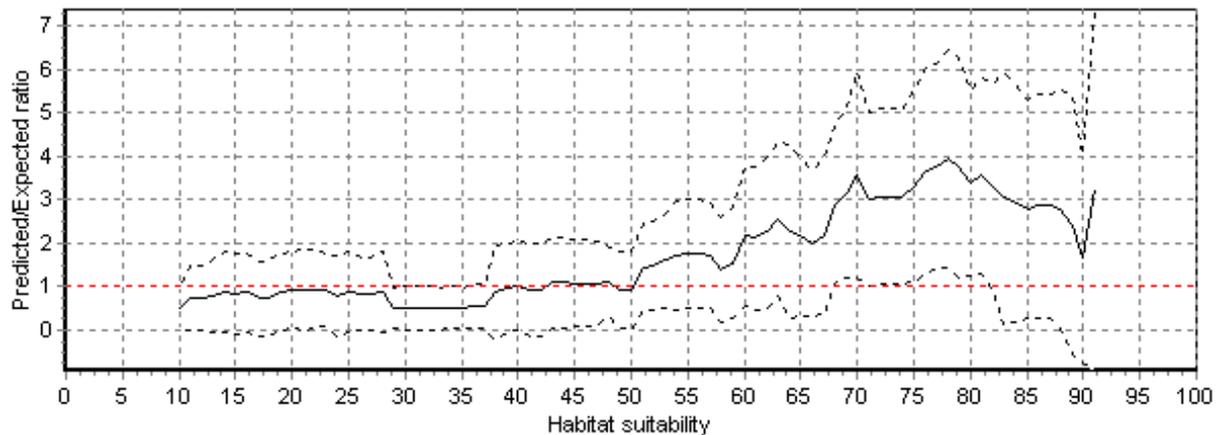


Abbildung 7: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „Pilze“ (5 Partitionierungen). Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

Moose

Für die ENFA-Habitatmodellierung der als Indikatoren für die Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern herausgearbeiteten Moose wurde eine Indikatorartengruppe aus 29 Waldmoosarten verwendet (**Tabelle 3**). Von diesen Arten konnten in den Wäldern der SHLF 17 Arten an 112 verschiedenen Fundstellen ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 8**) nimmt der Anteil des historisch alten Waldes die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein. Es folgen als Variablen der Laubbaumanteil im Bestand sowie – jeweils mit ähnlicher Wertigkeit – das maximale Alter der Laubbäume im Bestand, der Buchenanteil im Bestand und der Anteil von Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer im Bestand. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Bestände der Alters- und Zerfallsphase vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 8** zum Ausdruck. Bei der Kreuzvalidierung des Habitatmodells wurde ein Boyce-Index von 0,31 ermittelt (**Abbildung 9**).

Tabelle 8. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe „Moose“. Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 10 Faktoren ab.

Variable	Marginality (17 %)	Spec. 1 (22 %)	Spec. 2 (15 %)	Spec. 3 (13 %)	Spec. 4 (9 %)
Anteil historisch alten Waldes	0,54	-0,02	-0,37	0,08	-0,15
Anteil Laubbaumarten	0,43	0,67	0,11	0,61	0,10
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,38	-0,15	-0,35	-0,08	-0,15
Anteil Buche	0,37	0,06	0,19	-0,37	0,02
Anteil Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer	0,35	-0,02	0,07	-0,34	0,08
Anteil Fichte	-0,30	0,62	-0,77	-0,09	0,24
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,12	0,36	0,11	0,03	-0,42
Distanz zu Alteichenbestand (> 160 Jahre)	-0,11	0,07	0,24	-0,18	-0,52
Bestockungsgrad der Hauptbaumart	0,10	0,02	0,01	-0,52	0,10
Anteil Eiche	0,03	0,04	0,15	-0,25	0,66

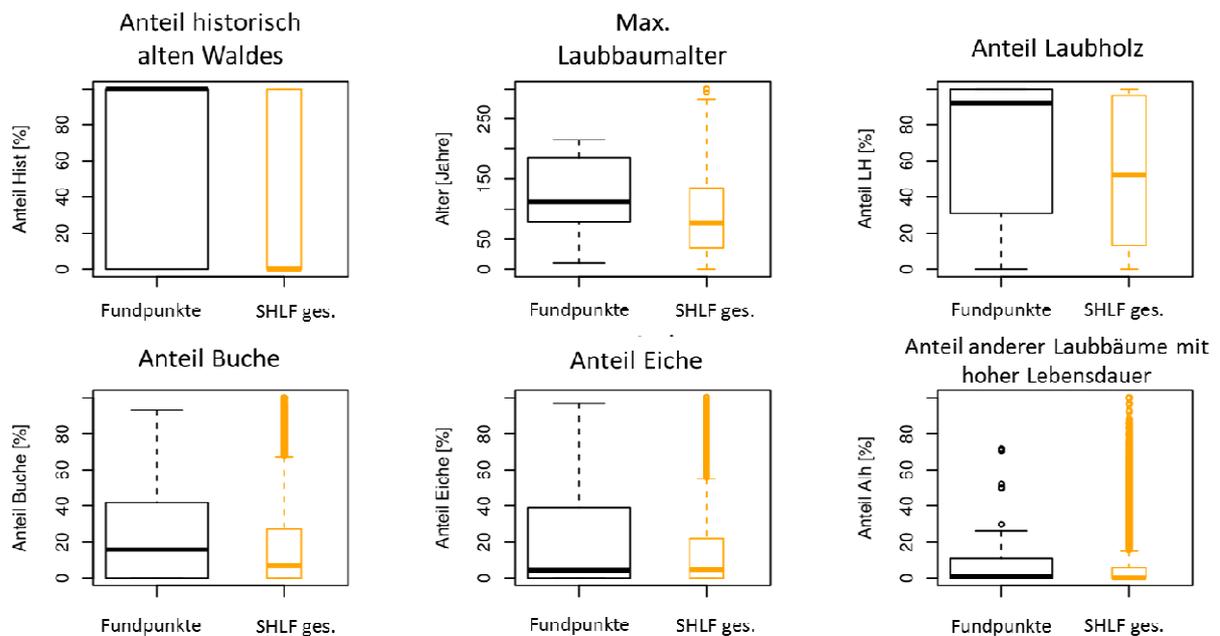


Abbildung 8: Ausprägung von Habitatvariablen an den 112 Einzelfundpunkten (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „Moose“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

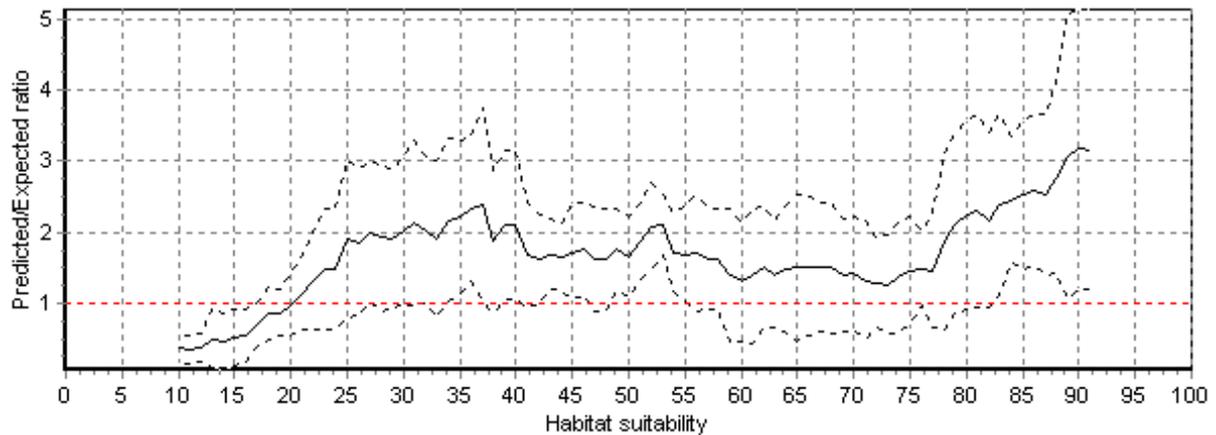
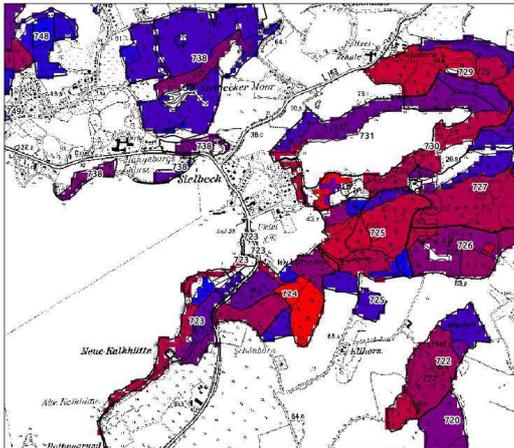


Abbildung 9: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „Moose“. Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung; (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA. durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

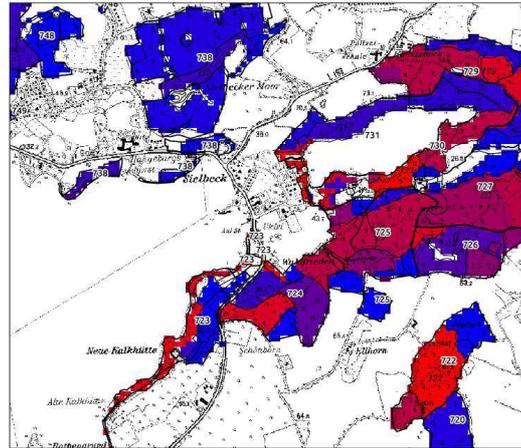
3.1.1.4 Synthese der vier Einzelmodelle

Die Einzelmodelle wurden durch eine Mittelwertbildung der Habitateignungsziffern kombiniert (**Abbildung 10**), sodass für jede Waldfläche der SHLF eindeutig eine der Habitateignungsklassen „ungeeignet“ (Habitateignungsziffer < 25), „bedingt geeignet“ (Habitateignungsziffer ≥ 25 und < 50), „geeignet“ (Habitateignungsziffer ≥ 50 und < 75) oder „optimal“ (Habitateignungsziffer ≥ 75) zugewiesen werden konnte. Die Habitateignungsklasse „ungeeignet“ umfasst dabei 33.264 ha, die Klasse „bedingt geeignet“ 7.347 ha, die Klasse „geeignet“ 5.796 ha und die Klasse „optimal“ 1.842 ha. Die optimalen Flächen stellen die Hotspots dar. Dieses Verfahren wurde nach der Auswertung der Ergebnisse der Flächenbereisung (Kap. 3.1.1.6) endgültig festgelegt. Trotz der recht niedrigen Werte des Boyce-Index bei den ENFA-Habitatmodellierungen für die Indikatorartengruppen „Xylobionte Käfer“, „Pilze“ und „Moose“ konnte eine überzeugende und plausible Flächenkulisse von Biodiversitätszentren der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern im Bereich der SHLF erarbeitet werden (**Abbildung 11**).

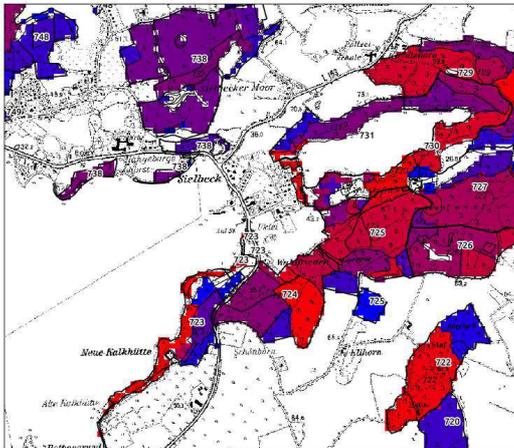
Käfer



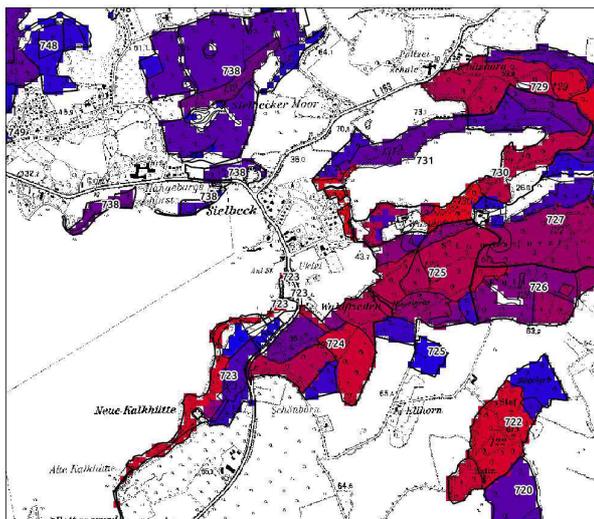
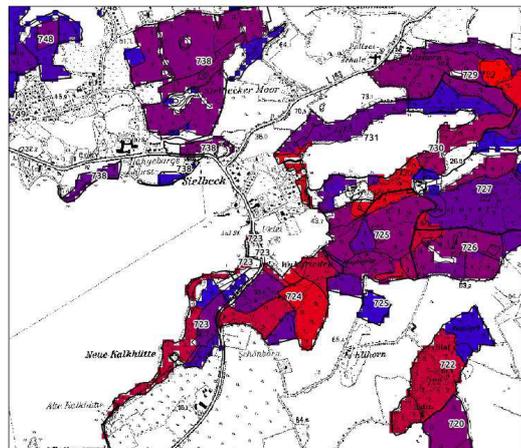
Höhlenbrüter



Moose



Pilze



□ Abteilungsnetz SHLF

Habitateignung (kont.)

■ 0

■ 100



Abbildung 10: Beispielhafte Kartendarstellung der vier Einzelmodelle und des kombinierten Modells. Flächen mit einem Habitateignungswert ≥ 75 werden als Hotspots angesehen.

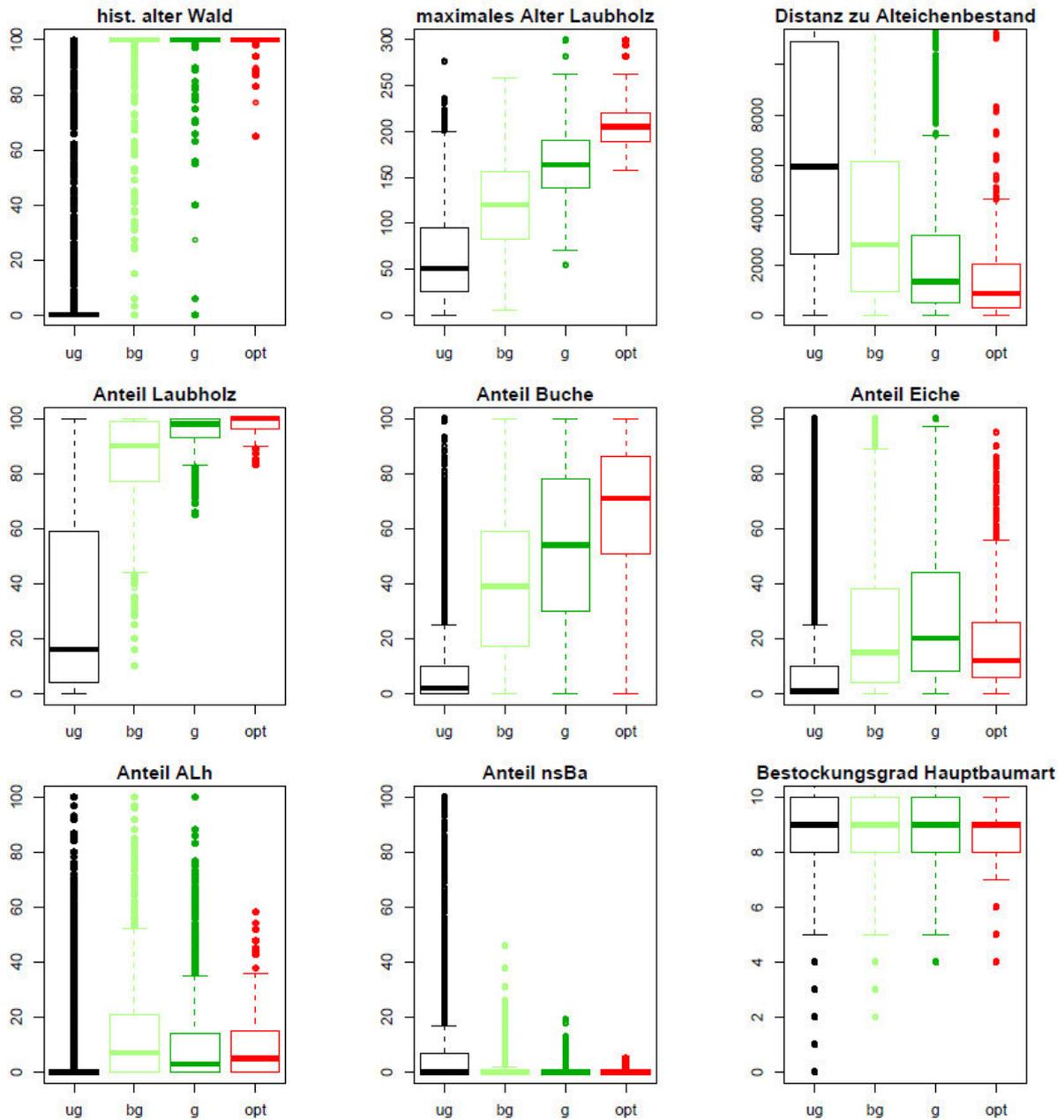


Abbildung 11: Kombiniertes Modell: Flächenanteile bzw. Variablenausprägung der einzelnen Habitateignungsklassen in Bezug auf die Habitatvariablen. „ug“: ungeeignet, „bg“: bedingt geeignet, „g“: geeignet, „opt“: optimal. „Anteil ALh“: Anteil anderer Laubbäume mit hoher Lebensdauer, „Anteil nsBa“: Anteil nicht standortheimischer Baumarten.

3.1.1.5 Validierung der Ergebnisse im Gelände

Methodik der Flächenbereisung

Die Ergebnisse der Modellierung wurden im Rahmen einer Flächenbereisung zwischen dem 7. und 11. April 2014 stichprobenartig in den Wäldern der SHLF überprüft. Die Bereisung hatte in erster Linie das Ziel, die Modellergebnisse einer unabhängigen Überprüfung vor Ort zu unterziehen, u. a. indem Habitatstrukturen aufgenommen werden, welche für die ursprüngliche Modellierung nicht explizit vorlagen. Für die Bereisung wurden jeweils 10 Waldbestände in den vier Habitateignungsklassen („ungeeignet“, „bedingt geeignet“, „geeignet“ oder „optimal“) zufällig ausgewählt (**Abbildung 12**).

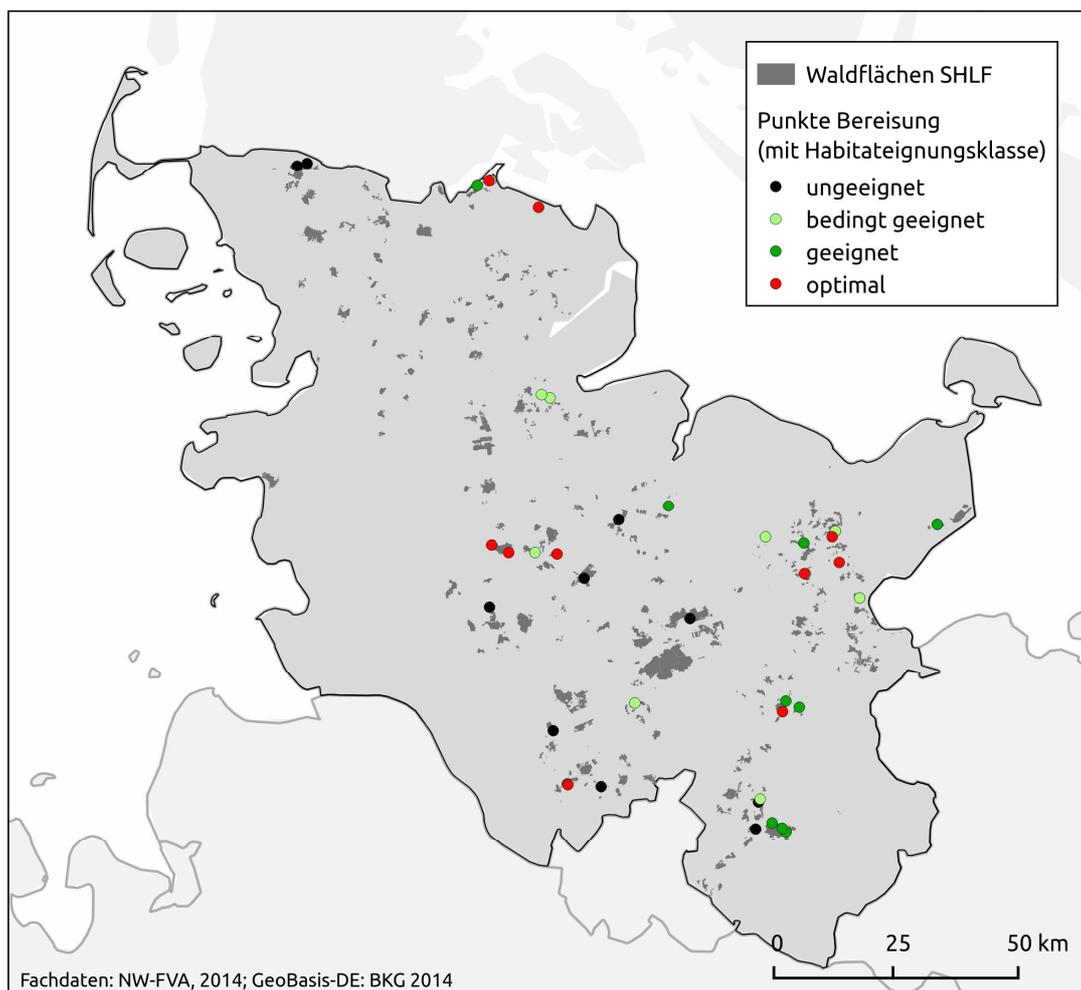


Abbildung 12. Die Lage der 40 zufallsverteilt und bereisten Punkte in den Wäldern der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF). Pro Habitateignungsklasse wurden 10 Punkte festgelegt.

Vor Ort wurden an jedem Punkt die Flächen mit identischer Habitateignung im Umkreis von etwa 300 Metern gutachterlich in Augenschein genommen. Das Ergebnis des Beganges wurde für die in der Forstbetriebskarte (BTK) erkennbare kleinste Einheiten (Strukturelement, SE) in

Form einer einfachen Punktevergabe für die Habitatstrukturen und den ökonomischen Wert festgehalten. Bei den Habitatstrukturen wurden Kleinstrukturen (Höhlen, Rindenverletzungen, Konsolenpilze u.a.), naturschutzfachlich bedeutsame Baumindividuen, sowie stehendes und liegendes Totholz unterschieden. Sowohl die Habitatstrukturen als auch der ökonomische Wert wurden ordinal in drei Stufen (gering, mittel, hoch) bewertet, wobei der Wert 1 für eine hohe Qualität steht (**Anhang 2**). Die Flächenbegänge wurden mittels GPS-Koordinaten und Fotos dokumentiert.

Ergebnisse der Bereisung

In Zuge der Flächenbereisung wurden die Habitatstrukturen und ökonomischen Wertigkeiten für insgesamt 435 Hektar angesprochen.

Das Hauptergebnis der Bereisung ist der Vergleich der vor Ort vorgefundenen Habitatstrukturen mit der modellierten Habitateignung. Besonderes Interesse liegt hierbei auf der in **Abbildung 13** dargestellten rechten Säule (Hotspots, modellierte Habitateignung = „optimal“). Auf 63 % der bereisten Hotspots wurden die Habitatstrukturen im Gelände als hochwertig angesprochen. Lediglich ein geringer Anteil von 7 % dieser Flächen weist schlecht ausgeprägte Habitatstrukturen auf. Die restlichen 30 % der Hotspots weisen eine mittlere Wertigkeit der Habitatstrukturen auf.

Auf den Flächen mit der Habitateignung „geeignet“ (modellierte Habitateignung = 2) überwiegen die im Gelände angesprochenen Habitatwertigkeiten „mittel“ und „niedrig“, was auch für die unteren beiden Habitateignungsklassen (modellierte Habitateignung = 3 und 4) gilt.

Während der grundsätzliche Trend der Auswertung die modellierten Ergebnisse bestätigt, bleibt anzumerken, dass auch auf den nach der Habitatmodellierung geringwertigen Flächen zum Teil mittlere und hochwertige Habitatstrukturen gefunden wurden.

Der Abgleich der vorgefundenen Wertigkeiten der Habitatstrukturen mit der ökonomischen Wertigkeit bestätigt erwartungsgemäß, dass naturschutzfachlich hochwertige Habitatstrukturen in der Regel mit niedrigeren bis mittleren ökonomischen Wertigkeiten einhergehen (**Abbildung 14**). Auf Flächen mit explizit hoher ökonomischer Wertigkeit sind hingegen keine hochwertigen Habitatstrukturen zu finden.

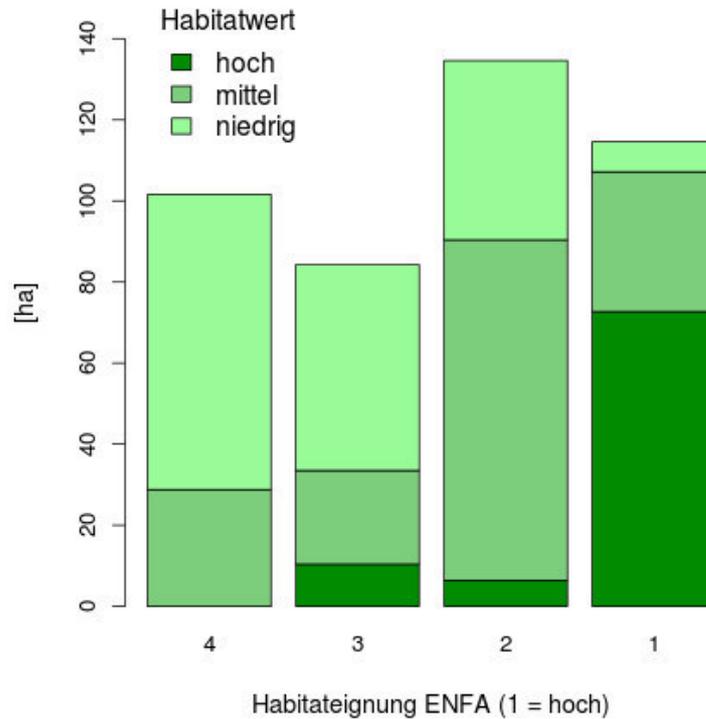


Abbildung 13. Flächenumfang und im Gelände angesprochener Habitatwert der vier aus der ENFA-Modellierung abgeleiteten Habitatsignalklassen (4 = „ungeeignet“, 3 = „bedingt geeignet“, 2 = „geeignet“, 1 = „optimal“ = Hotspots).

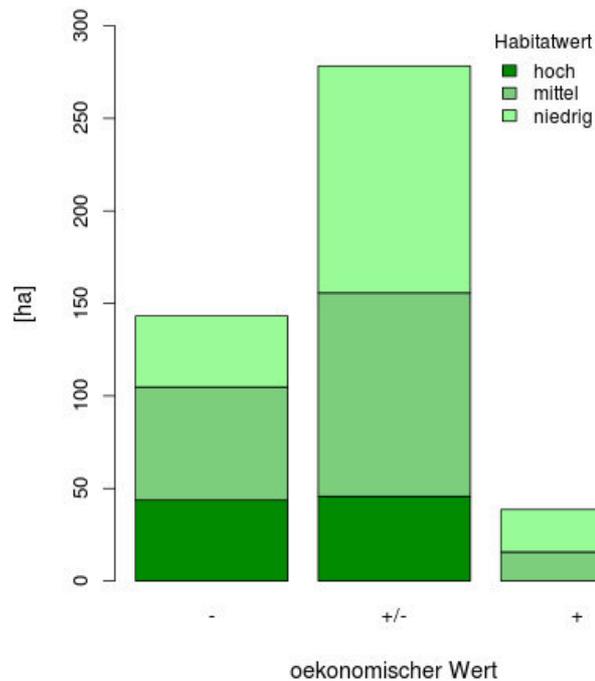


Abbildung 14. Flächenumfang und im Gelände angesprochener Habitatwert von drei ökonomischen Wertigkeitskategorien („-“ = niedriger ökonomischer Wert des Bestandes, „+/-“ = mittlerer ökonomischer Wert des Bestandes, „+“ = hoher ökonomischer Wert des Bestandes).

Ausblick und Diskussion

Die Ergebnisse der Bereisung bestätigen die mit Hilfe der Habitatmodellierung ermittelten Habitateignungsklassen weitgehend. Die modellierten Hotspots der Alters- und Zerfallsphase weisen überdurchschnittlich wertvoll ausgeprägte Habitatstrukturen auf, während auf ungeeigneten Flächen der Modellierung auch in der Realität strukturarme Bestände dominieren. Es ist jedoch zu erkennen, dass vor Ort durchaus geeignete oder sogar besonders gut ausgeprägte Habitatstrukturen in Beständen mit geringerer modellierter Habitateignung zu finden sind. Auch in der entgegengesetzten Richtung gibt es vereinzelt Flächen zu finden. Die beschriebenen Beobachtungen haben zu folgenden Erkenntnissen geführt:

1. Optimierung der Methode der Kombination von Einzelmodellen

Wie im Abschnitt 3.1.1.4 beschrieben, wurden die Hotspots der Alters- und Zerfallsphase aus den Ergebnissen von vier Einzelmodellen kombiniert. Der Bereisung lag hierbei eine an dieser Stelle nicht näher beschriebene punktebasierte Methode zugrunde, welche offensichtlich in einigen Fällen zu suboptimalen Zuordnungen geführt hat. So wurden Flächen als ungeeignet eingestuft, obwohl drei von vier Modellen die Fläche als geeignet bewertet haben. Als Resultat dieser Erkenntnisse wurde die Methode der Modellkombination auf den arithmetischen Mittelwert der tatsächlichen Habitateignungen der vier Modelle abgeändert. Die Projektergebnisse basieren auf dieser Methode.

2. Räumliche Auflösung

Es hat sich bestätigt, dass die auf der Ebene der forstlichen Unterfläche durchgeführte Habitatmodellierung möglicherweise durch eine feinere Betrachtung auf der Ebene des Strukturelements optimiert werden könnte. Dies war und ist aus technischen Gründen bisher nicht möglich.

3. Maximales Alter

Wird das maximale Alter als Variable verwendet, dann bedeutet dies, dass für jede Auswertungseinheit (hier: forstliche Unterfläche) das Alter des ältesten relevanten (standortheimisches Laubholz) Bestandeteils, welcher in der Forsteinrichtung als Baumartenzeile vorliegt, herangezogen wird. Dies kann dazu führen, dass Flächen mit einer hohen Habitateignung bewertet werden, auf denen neben einigen Überhältern oder kleineren Bereichen in untergeordneten Strukturelementen hauptsächlich jüngere Bestockung vorzufinden ist. Die Verwendung des maximalen Alters als Variable wird jedoch auch weiterhin als sinnvoll erachtet und sollte nicht pauschal ausgeschlossen werden: Da die auf einer Faktorenanalyse basierende Habitatmodellierung stets solche Flächen hoch bewertet, auf

denen alle entscheidenden Variablen vorteilhaft ausgeprägt sind, ist auch auf Flächen mit Überhältern gewährleistet, dass beispielsweise vorteilhafte Baumartenzusammensetzungen und eine Habitatkontinuität vorhanden sind. Somit könnten diese Flächen ggf. sogar als „Nachhaltigkeitsinhalte“ angesehen werden, auf denen neben Altbeständen bereits die nächste Bestandesgeneration vorhanden ist. Zudem ergibt sich aus technischer Sicht die Einschränkung, dass stark korrelierte Variablen nicht gleichzeitig in die Modellierung eingehen können. Da das maximale Alter sehr häufig gleichzeitig das Alter des (wirtschaftlichen) Hauptbestandes ist, muss die Entscheidung für eine der beiden Variablen fallen. Vor dem Hintergrund der z. T. wichtigen Rolle von Einzelbäumen als Habitate für seltene Arten sollte das maximale Alter nicht vernachlässigt werden.

4. Weitere Erkenntnisse

Flächen mit einer optimalen Ausstattung an Habitatstrukturen sind im wirtschaftlich geprägten Wald grundsätzlich verhältnismäßig selten anzutreffen. Auch bei höherem Alter können die Strukturen durch die wirtschaftlich motivierte Pflege der Vergangenheit teilweise nicht so deutlich ausgeprägt sein, wie sie es in einem natürlich entwickelten Wald der Fall wäre. Dementsprechend können nominelle Hotspots der Altersphase an einigen Stellen noch nicht von Seneszens- und Zerfallsprozessen gezeichnet sein.

Besonders die Buche weist im Vergleich mit der Eiche bei gleichem Alter weniger explizite Kleinstrukturen auf.

Der Standort spielt wahrscheinlich auch für die Habitatstruktur eine wichtige Rolle: Bestände gleichen Alters entwickeln sich bei verschiedener Nährstoffversorgung sehr unterschiedlich, sodass in einem wüchsigen Bestand mit stärkeren Baumdimensionen und wahrscheinlich auch mit einer höheren Dichte an Habitatstrukturen zu rechnen ist.

Dieser erwartete Effekt kann jedoch auch walddeschichtlich überlagert sein. So wurden besonders auf den weniger wüchsigen Standorten der schleswig-holsteinischen Geest nach den Übernutzungen in der Nachkriegszeit auch Laubbaumbestände mit geringer forstlicher Qualität erhalten. Diese Bestände haben einen meist überdurchschnittlichen Anteil von Bäumen mit hohem Biotopwert (Volker Weiß (SHLF), mdl. Mitt.).

Abschließend kann festgestellt werden, dass die Habitatmodelle Flächen mit hoher Habitat-eignung sicher identifizieren können, es auf Grund von methodischen Entscheidungen und fehlerhaften Eingangsdaten aber notwendig bleibt, die Ergebnisse durch eine Verifizierung von ortskundigen Experten abzusichern.

3.1.1.6 Bestimmung der Hotspots für einen möglichen Nutzungsverzicht

Im Zuge der Beteiligung der NW-FVA bei der Auswahl neuer Naturwaldflächen in Schleswig-Holstein (siehe Kap. 3.1.3.2) war es notwendig, aus den identifizierten 1842 ha an Flächen mit optimaler Habitateignung (Hotspots) hinsichtlich der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern diejenigen Flächen herauszufiltern, die sich für eine dauerhafte Nutzungsaufgabe eignen.

Es können nämlich nicht alle schützenswerten Waldtypen durch eine Nutzungsaufgabe, wie sie in Naturwäldern vorgesehen ist, in ihrer wertvollen Ausprägung gesichert werden. Hier sind vor allem Eichenwald-Lebensräume zu nennen. Wie in der im Rahmen des Projektes entstandenen Publikation „Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur“ (Mölder et al., 2014) herausgestellt wird, sind hinsichtlich von Biodiversitätszentren in Eichenwäldern nicht nur Schutz-, sondern auch Managementkonzepte notwendig. Dies betrifft vor allem solche Arten xylobionter Käfer, die auf Alteichen und auf eine Kontinuität ihres Lebensraumes angewiesen sind. Im geschlossenen Wald wird kaum eine Eiche ohne menschliches Zutun aufwachsen können, so dass die Habitatbäume der Zukunft schon heute gefördert werden müssen.

Deshalb wurde die Kulisse der Hotspots der Alters- und Zerfallsphase auf Flächen ohne maßgebliche Eichenanteile reduziert. Auf den verbleibenden Flächen kann davon ausgegangen werden, dass ein Nutzungsverzicht der positiven Entwicklung der Wälder zuträglich ist. Folgende Einschränkungen wurden gemacht:

- Anteil der Eiche in Hauptschicht und Überhalt unter 10 %
- Hauptbaumart ist nicht die Eiche
- Bestandestyp ist kein Eichentyp

Durch diese Einschränkungen wird die ursprüngliche Flächenkulisse der Hotspots eingeschränkt. Es verbleiben ca. 680 ha, die für eine Nutzungsaufgabe geeignet sind. Diese Flächen werden von der Buche als Hauptbaumart dominiert. Die Überlagerungen mit bestehenden Naturwäldern und Vorschlagsflächen („Konsens“, Stand April 2014) stellen sich wie in **Tabelle 9** aufgelistet dar.

Tabelle 9: Überlagerungen zwischen Hotspots der Alters- und Zerfallsphase (Auswahl für Naturwald) und bestehenden Naturwäldern bzw. Vorschlagsflächen (Konsens LLUR/SHLF, Stand April 2014).

Flächenkategorie	Fläche [ha]	Anteil [%]
Hotspot exklusiv	534.8	78.7
bestehender Naturwald	79.6	11.7
Konsens: Einvernehmen	32.4	4.8
Konsens: Ablehnung	25.4	3.7
Konsens: Zurückstellung	7.4	1.1
Konsens: Flächenänderung	0.1	0.0
Summe Hotspots	679.7	100

3.1.2 Biodiversitätszentren der Waldbiotope auf Extremstandorten

3.1.2.1 Datengrundlage, relevante Waldgesellschaften und Indikatorartengruppen

Öko-geographische Variablen

Wie in Abschnitt 3.1.1.1 beschrieben, wurden aus den zu Verfügung stehenden, räumlich expliziten Datenquellen öko-geographische Variablen aufbereitet, die die Habitatansprüche der zu modellierenden Arten(-gruppen) möglichst gut abbilden (**Tabelle 10**). Im Falle der Modellierungen der Hotspots der Extremstandorte wurden neben den Quellen der Forsteinrichtung und der Karte der historisch alten Wälder auch die Daten der forstlichen Standortkartierung verwendet:

Tabelle 10: Übersicht über die in den Modellierungen der Hotspots der Extremstandorte verwendeten öko-geographischen Variablen und deren Datenquellen.

Variable/Quelle	Definition
Forsteinrichtung	
Anteil Birke	Anteilberechnung nach Anteilflächen
Anteil Buche	s.o.
Anteil Erle	s.o.
Anteil Esche	s.o.
Anteil Laubbaumarten	s.o.
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	s.o., Nadelholz außer Waldkiefer, Roteiche, Robinie und Hybrid-Pappel
Maximales Alter der Laubbäume	höchstes Alter standortheimischer Laubbäume
Kartierung hist. alter Waldstandorte	
Anteil historisch alten Waldes	Seit mind. 200 Jahren mit Wald bestockt
Standortkartierung	
Trophiestufe	ordinal skalierte Werte nach gutachterlicher Zuordnung
Wasserhaushaltsstufe	ordinal skalierte Werte in Anlehnung an Wolff et al. (1998)

Relevante Waldgesellschaften

Als Waldgesellschaften auf Extremstandorten mit hohem Naturschutzwert in Schleswig-Holstein wurden Erlen-Eschen-Wälder (*Stellario-Alnetum* und *Carici-remotae-Fraxinetum*), der reichere Erlen-Bruchwald (*Carici-elongatae-Alnetum*), der ärmere Erlen-Bruchwald (*Sphagno-squarrosi-Alnetum*) und der Moorbirken-Bruchwald (*Vaccinio-uliginosi-Betuletum*)

nach Literaturstudium gutachterlich ausgewählt (Culmsee et al., 2014; Ellenberg & Leuschner, 2010; Härdtle, 1995; Härdtle et al., 2003a, 2003b; Heydemann, 1997; Romahn, 2013). Bei den Erlen-Eschen-Wäldern (91E0*) und dem Moorbirken-Bruchwald (91D0*) handelt es sich um prioritäre Lebensräume gemäß der FFH-Richtlinie. Die beiden Typen des Erlen-Bruchwaldes sind allerdings kein FFH-Lebensraumtyp (Culmsee et al., 2014; European Commission, 2013).

Indikatorartengruppen und deren Datenquellen

Um ENFA-Habitatmodellierungen für die Waldbiotope auf Extremstandorten durchführen zu können, mussten zunächst Indikatorartengruppen für die genannten Waldgesellschaften festgelegt werden. Aufgrund der engen Bindung bestimmter Gefäßpflanzen und Moose an die vier Feuchtwaldgesellschaften war es naheliegend, die Indikatorarten aus diesen beiden Gruppen auszuwählen. Die Festlegung der Indikatorartengruppen erfolgte auf der Basis von Ergebnissen des DBU-Projektes (DBU-AZ 26752) „Phytodiversitäts-Monitoring: Identifizierung von Indikatorartengruppen für ein Biodiversitäts-Monitoring zur Bewertung von Kulturgasland- und Waldlebensräumen auf geostatistischer Grundlage“ (Culmsee et al., 2014) und von für Schleswig-Holstein relevanter Literatur (Härdtle, 1995). Die entsprechenden Artenlisten finden sich in Kap. 3.1.2.2.

Die Fundorte der relevanten Gefäßpflanzen- und Moosarten in den Wäldern der SHLF wurden aus der gemeinsamen Datenbank der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e. V. und des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) ausgelesen (AG Geobotanik & LLUR, 2013). Die Erhebung der Funddaten erfolgte vornehmlich durch ehrenamtliche Kräfte zwischen den Jahren 1974 und 2013 (Romahn, 2013, 2006; Schulz & Dengler, 2006).

3.1.2.2 Ergebnisse der Habitatmodellierung mit der Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA)

Erlen-Eschen-Wälder (*Stellario-Alnetum* und *Carici-remotae-Fraxinetum*)

Für die ENFA-Habitatmodellierung (vgl. Kap. 3.1.1.2) der Erlen-Eschen-Wälder (*Stellario-Alnetum* und *Carici-remotae-Fraxinetum*) wurde eine Indikatorartengruppe aus 13 Gefäßpflanzenarten verwendet (**Tabelle 11**). Für die Wälder der SHLF konnte eine hohe Zahl von 1957 Fundstellen ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 12**) nimmt der Eschenanteil im Bestand die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein. Es folgen der Erlenanteil im Bestand und mit ähnlicher Wertigkeit der Anteil des historisch alten Waldes sowie die Höhe der Trophiestufe und der Laubbaumanteil im Bestand. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Erlen-Eschen-Wälder vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 16** zum Ausdruck. Das Ergebnisdiagramm der Kreuzvalidierung des Habitatmodells zeichnet sich durch den idealtypischen Verlauf einer annähernd monoton steigenden Kurve aus (**Abbildung 15**). Auch der sehr hohe Boyce-Index von 0,92 zeigt die hohe Modellgüte an.

Tabelle 11. Indikatorarten, die für die ENFA-Habitatmodellierung der Erlen-Eschen-Wälder (*Stellario-Alnetum* und *Carici-remotae-Fraxinetum*) verwendet wurden. Da für einzelne Fundstellen mehrere Artfunde verzeichnet sind, ist die Anzahl der Fundstellen niedriger als die Summe der einzelnen Funde.

Art	Funde
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	274
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	493
<i>Circaea x intermedia</i>	239
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	105
<i>Equisetum telmateia</i>	142
<i>Festuca gigantea</i>	104
<i>Lysimachia nemorum</i>	351
<i>Paris quadrifolia</i>	194
<i>Platanthera chlorantha</i>	358
<i>Prunus padus</i>	38
<i>Rubus caesius</i>	8
<i>Rumex sanguineus</i>	29
<i>Stellaria nemorum</i> subsp. <i>nemorum</i>	47
Summe	2382
Anzahl Fundstellen	1957

Tabelle 12. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe der Erlen-Eschen-Wälder (Stellario-Alnetum und Carici-remotae-Fraxinetum). Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 9 Faktoren ab.

Variable	Marginality	Spec. 1	Spec. 2	Spec. 3	Spec. 4
	(31 %)	(27 %)	(15 %)	(8 %)	(6 %)
Anteil Esche	0,48	-0,03	-0,15	0,08	0,08
Anteil Erle	0,41	-0,02	-0,14	0,11	0,08
Anteil historisch alten Waldes	0,37	-0,07	-0,18	-0,28	-0,74
Trophiestufe	0,37	0,04	-0,03	0,63	0,08
Anteil Laubbaumarten	0,34	-0,11	0,89	-0,54	-0,16
Wasserhaushaltsstufe	0,30	0,02	0,07	0,11	0,00
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,29	-0,12	-0,24	-0,35	0,57
Anteil Buche	0,19	-0,07	-0,27	0,28	0,29
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,12	-0,98	0,01	0,08	-0,05

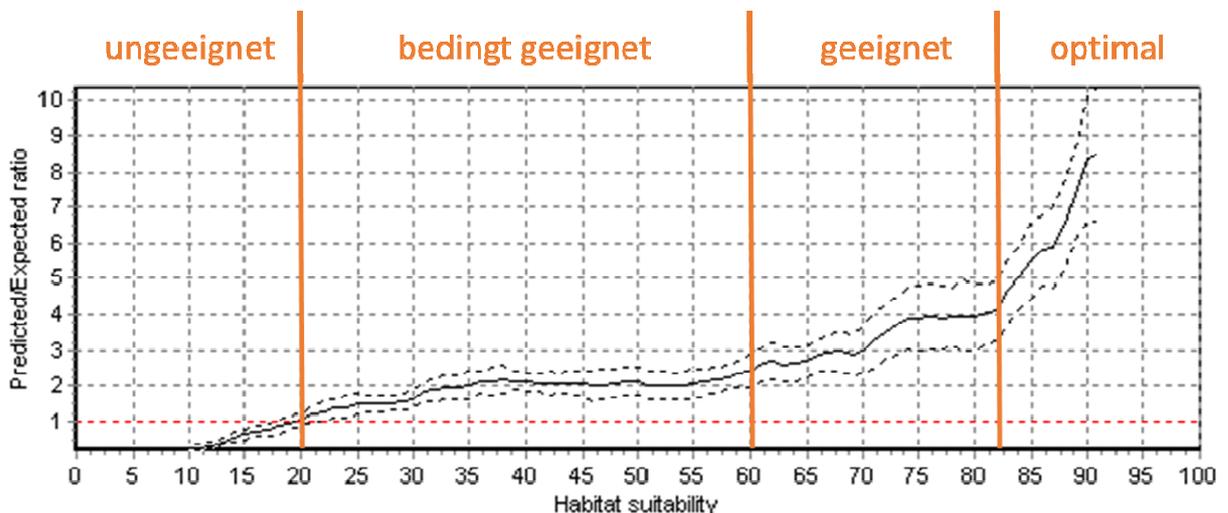


Abbildung 15: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „Erlen-Eschen-Wälder“ (10 Partitionierungen) und zur Ableitung von Klassengrenzen der Habitateignung. Boyce-Index = 0,92. Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA. Klassifizierung: Einteilung der Habitateignung in vier Klassen (ungeeignet, bedingt geeignet, geeignet, optimal) anhand von Änderungen in der Steigung der Kurve; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

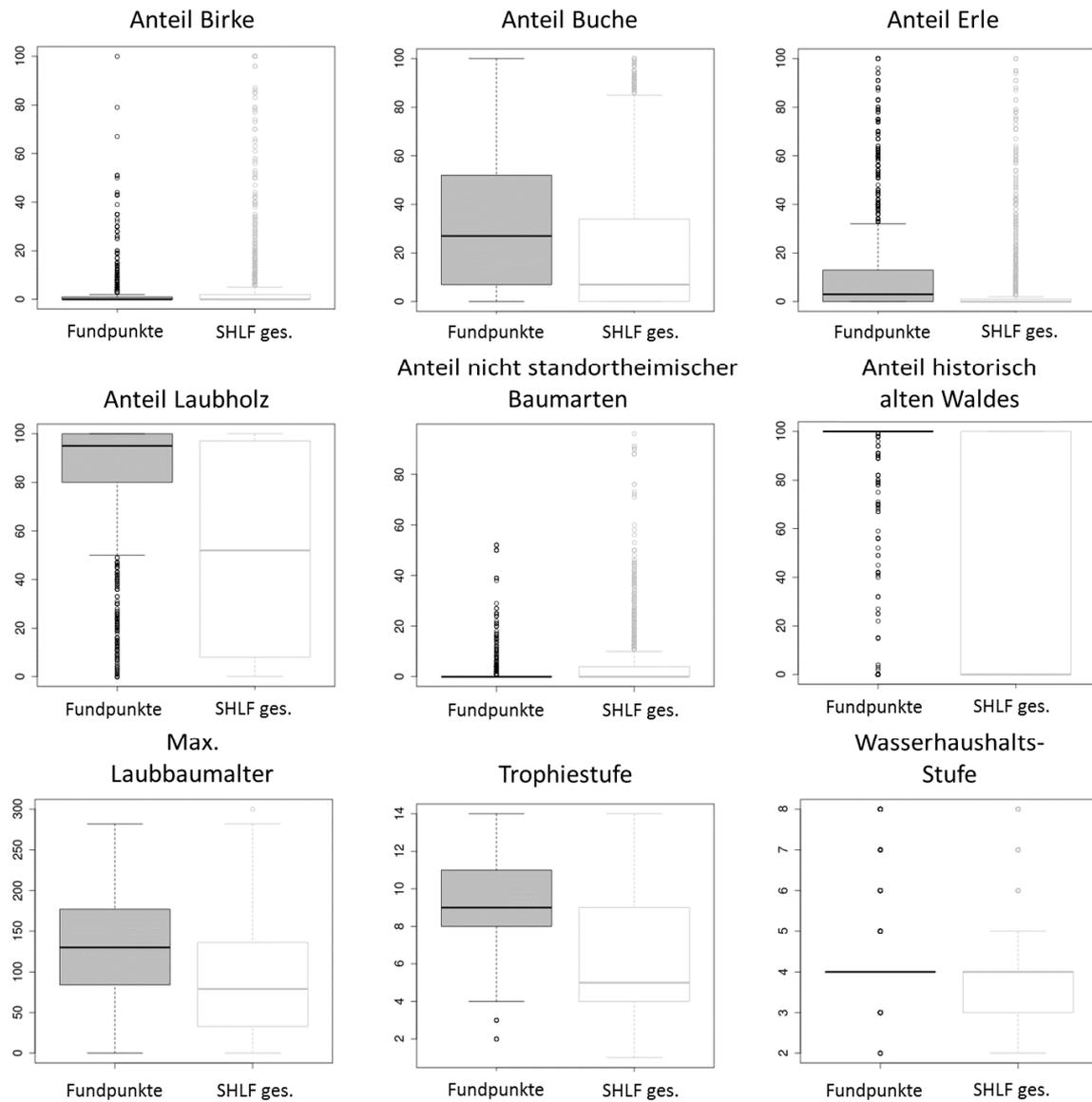


Abbildung 16: Ausprägung von Habitatvariablen an den 1957 Einzelfundstellen (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „Erlen-Eschen-Wälder (Stellario-Alnetum und Carici-remotae-Fraxinetum)“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

Der reichere Erlen-Bruchwald (*Carici-elongatae-Alnetum*)

Für die ENFA-Habitatmodellierung des reicheren Erlen-Bruchwaldes (*Carici-elongatae-Alnetum*) wurde eine Indikatorartengruppe aus 11 Gefäßpflanzenarten verwendet (**Tabelle 13**). Für die Wälder der SHLF konnte eine Zahl von 612 Fundstellen ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 14**) nimmt der Erlenanteil im Bestand die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein, es folgt mit ähnlicher Wertigkeit die Höhe der Wasserhaushaltsstufe. Daran schließen sich der Laubbaumanteil im Bestand und die Höhe der Trophiestufe an, jeweils mit auffallend geringeren Wertigkeiten. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Erlen-Eschen-Wälder vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 18** zum Ausdruck. Das Ergebnisdiagramm der Kreuzvalidierung des Habitatmodells zeichnet sich durch eine annähernd monoton steigende Kurve aus (**Abbildung 17**), es wurde ein sehr hoher Boyce-Index von 0,95 bestimmt.

Tabelle 13. Indikatorarten, die für die ENFA-Habitatmodellierung des reicheren Erlen-Bruchwaldes (*Carici-elongatae-Alnetum*) verwendet wurden. Da für einzelne Fundstellen mehrere Artfunde verzeichnet sind, ist die Anzahl der Fundstellen niedriger als die Summe der einzelnen Funde.

Art	Funde
<i>Caltha palustris</i>	153
<i>Carex acutiformis</i>	124
<i>Carex elongata</i>	98
<i>Carex paniculata</i>	30
<i>Equisetum fluviatile</i>	24
<i>Iris pseudacorus</i>	174
<i>Lycopus europaeus</i>	75
<i>Lythrum salicaria</i>	45
<i>Peucedanum palustre</i>	68
<i>Ribes nigrum</i>	23
<i>Scirpus sylvaticus</i>	164
Summe	978
Anzahl Fundstellen	612

Tabelle 14. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe des reicheren Erlen-Bruchwaldes (*Carici-elongatae-Alnetum*). Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 9 Faktoren ab.

Variable	Marginality	Spec. 1	Spec. 2	Spec. 3	Spec. 4
	(31 %)	(26 %)	(12 %)	(9 %)	(7 %)
Anteil Erle	0,61	0,04	-0,07	-0,05	0,03
Wasserhaushaltsstufe	0,59	0,01	-0,17	0,12	-0,11
Anteil Laubbaumarten	0,37	-0,39	0,80	-0,10	-0,04
Trophiestufe	0,26	0,20	-0,31	0,58	0,02
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,17	-0,11	-0,25	-0,75	-0,50
Anteil historisch alten Waldes	0,13	0,00	-0,34	0,08	0,65
Anteil Birke	0,11	-0,02	-0,05	-0,07	0,10
Anteil Buche	0,08	-0,05	0,10	-0,21	0,55
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,09	-0,89	-0,18	0,17	0,03

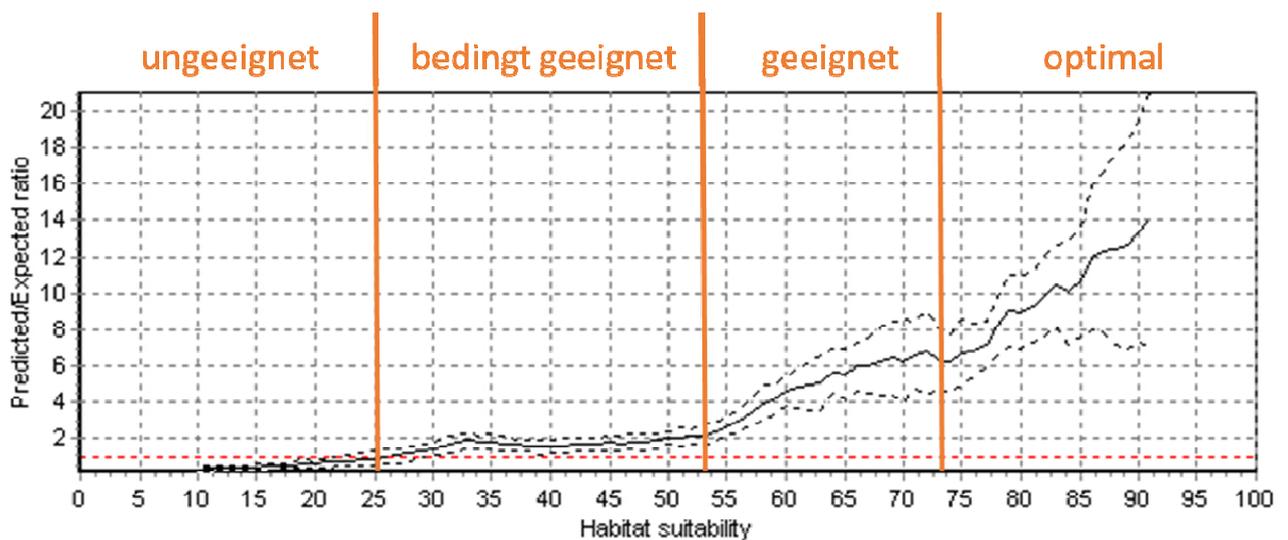


Abbildung 17: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „reicherer Erlen-Bruchwald“ (10 Partitionierungen) und zur Ableitung von Klassengrenzen der Habitateignung. Boyce-Index = 0,95. Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA. Klassifizierung: Einteilung der Habitateignung in vier Klassen (ungeeignet, bedingt geeignet, geeignet, optimal) anhand von Änderungen in der Steigung der Kurve; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

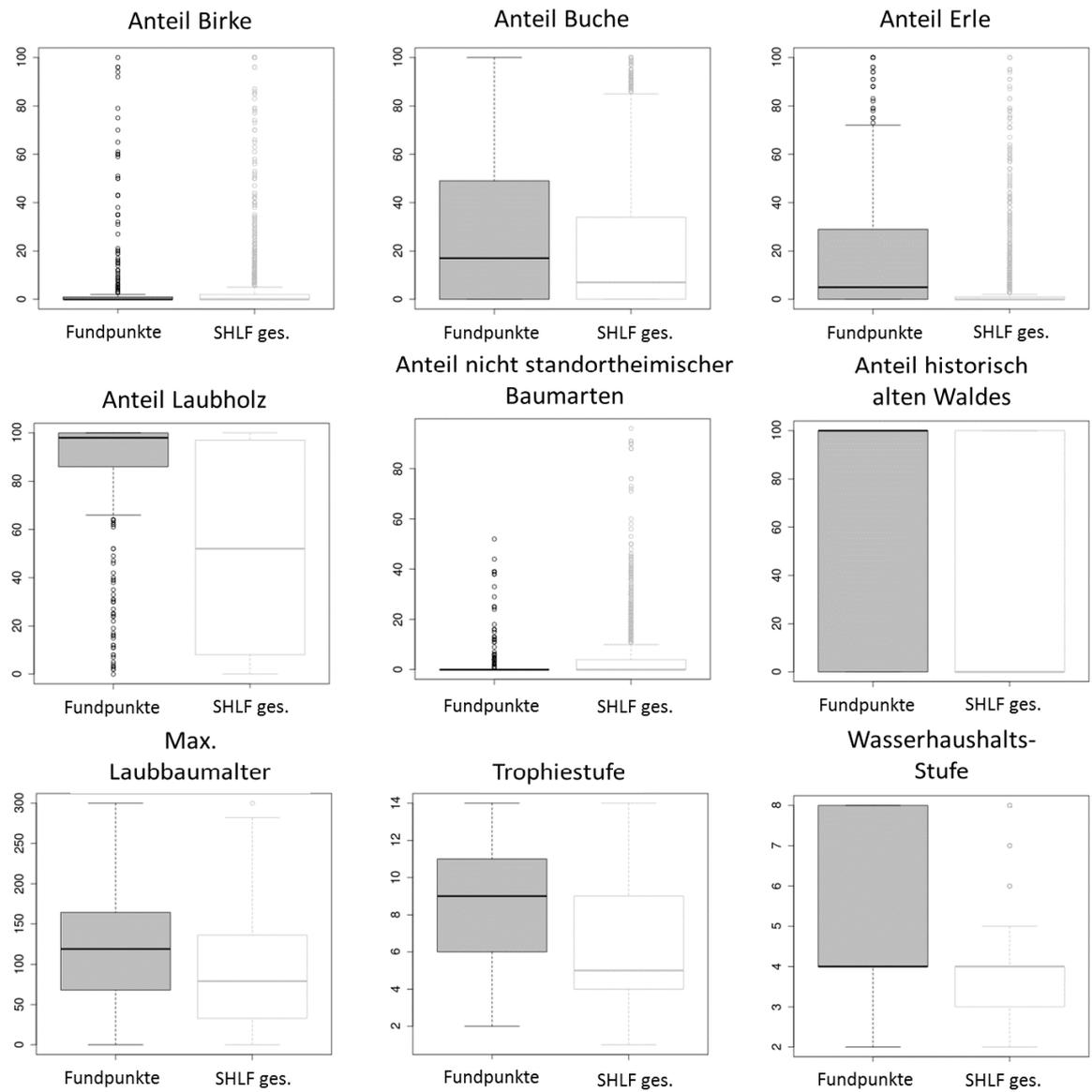


Abbildung 18: Ausprägung von Habitatvariablen an den 612 Einzelfundstellen (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „reicherer Erlen-Bruchwaldes (*Caricelongatae-Alnetum*)“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

Der ärmere Erlen-Bruchwald (*Sphagno-squarrosi-Alnetum*)

Für die ENFA-Habitatmodellierung des ärmeren Erlen-Bruchwaldes (*Sphagno-squarrosi-Alnetum*) wurde eine Indikatorartengruppe aus 6 Gefäßpflanzen- und 4 Moosarten verwendet (**Tabelle 15**). Für die Wälder der SHLF konnte eine Zahl von 513 Fundstellen ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 16**) nimmt die Höhe der Wasserhaushaltsstufe die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein, es folgen der Birken- und der Erlenanteil im Bestand. Daran schließt sich der Laubbaumanteil im Bestand mit auffallend geringerer Wertigkeit an. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Erlen-Eschen-Wälder vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 20** zum Ausdruck. Das Ergebnisdiagramm der Kreuzvalidierung des Habitatmodells zeichnet sich durch eine – vom oberen Bereich abgesehen – annähernd monoton steigende Kurve aus (**Abbildung 19**), es wurde ein hoher Boyce-Index von 0,85 ermittelt.

Tabelle 15. Indikatorarten, die für die ENFA-Habitatmodellierung des ärmeren Erlen-Bruchwaldes (*Sphagno-squarrosi-Alnetum*) verwendet wurden. Da für einzelne Fundstellen mehrere Artfunde verzeichnet sind, ist die Anzahl der Fundstellen niedriger als die Summe der einzelnen Funde.

Art	Funde
<i>Agrostis canina</i>	29
<i>Betula pubescens</i>	171
<i>Carex canescens</i>	75
<i>Carex elongata</i>	98
<i>Carex nigra</i>	73
<i>Carex rostrata</i>	59
<i>Peucedanum palustre</i>	68
<i>Polytrichum commune</i>	14
<i>Sphagnum palustre</i>	25
<i>Sphagnum squarrosum</i>	13
<i>Viola palustris</i>	86
Summe	711
Anzahl Fundstellen	513

Tabelle 16. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe des ärmeren Erlen-Bruchwaldes (Sphagno-suarrosi-Alnetum). Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 9 Faktoren ab.

Variable	Marginality	Spec. 1	Spec. 2	Spec. 3	Spec. 4
	(13 %)	(28 %)	(14 %)	(12 %)	(11 %)
Wasserhaushaltsstufe	0,67	0,01	-0,07	-0,01	-0,08
Anteil Birke	0,52	-0,01	-0,12	0,09	-0,08
Anteil Erle	0,44	0,00	-0,18	0,12	-0,11
Anteil Laubbaumarten	0,22	-0,34	0,80	-0,33	0,27
Anteil historisch alten Waldes	0,10	-0,03	-0,06	-0,14	-0,11
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,10	-0,06	-0,25	0,16	0,79
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,08	-0,93	-0,10	-0,08	-0,06
Trophiestufe	0,06	0,11	0,45	-0,18	-0,11
Anteil Buche	-0,02	-0,08	-0,16	0,89	-0,51

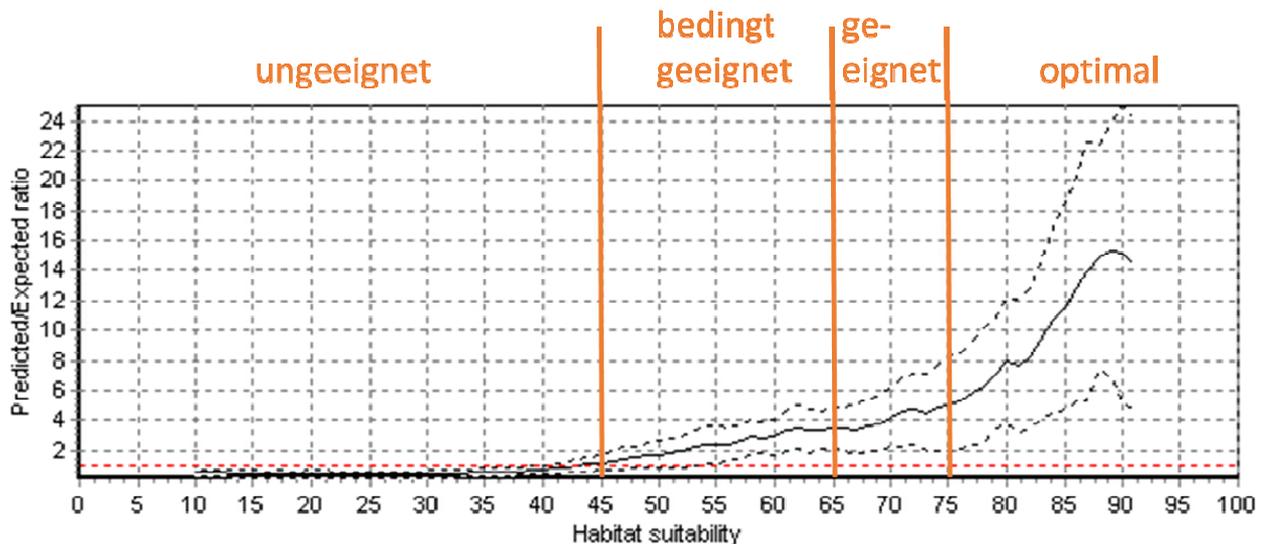


Abbildung 19: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „ärmerer Erlen-Bruchwald“ (10 Partitionierungen) und zur Ableitung von Klassengrenzen der Habitateignung. Boyce-Index = 0,85. Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA. Klassifizierung: Einteilung der Habitateignung in vier Klassen (ungeeignet, bedingt geeignet, geeignet, optimal) anhand von Änderungen in der Steigung der Kurve; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

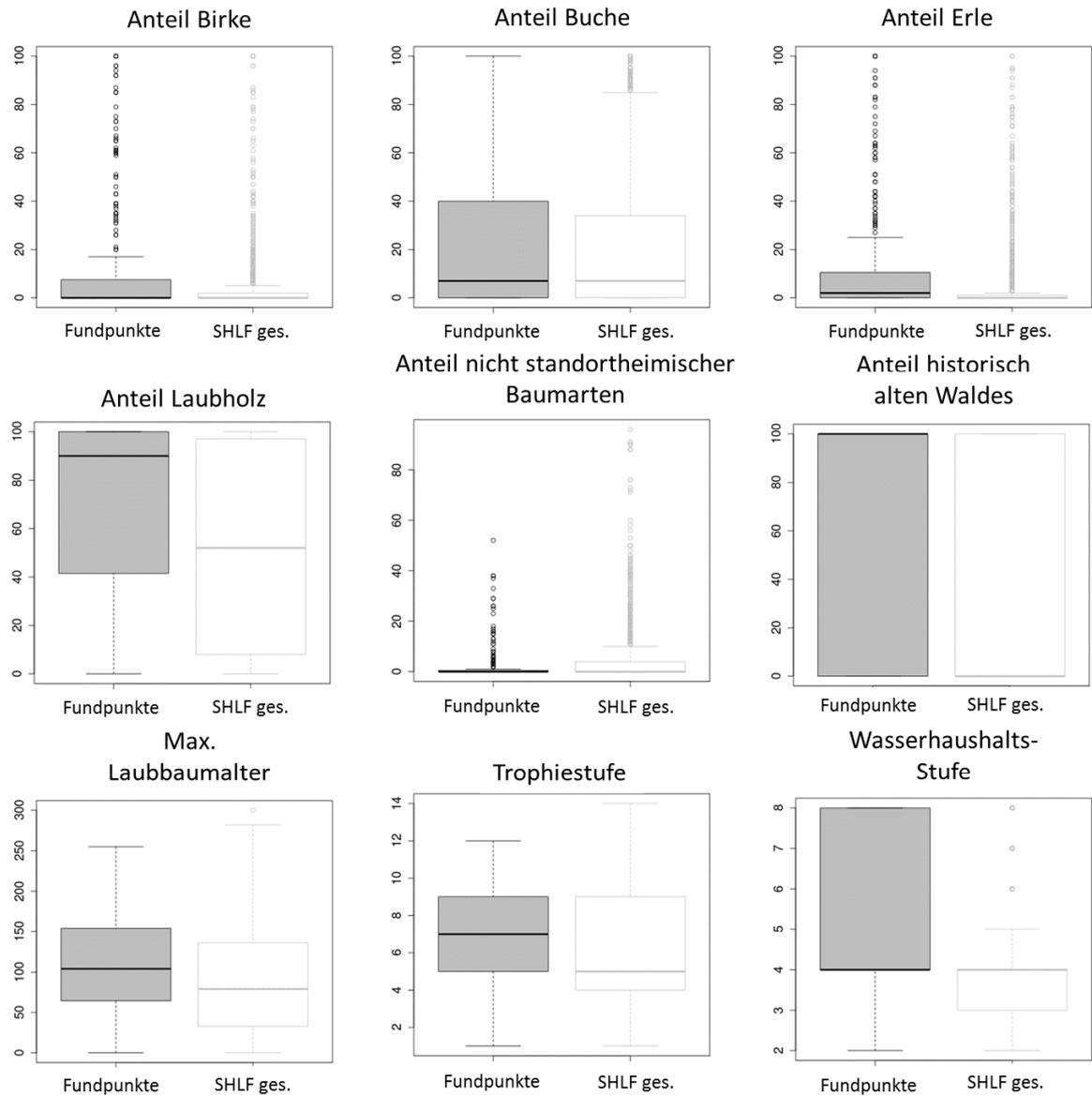


Abbildung 20: Ausprägung von Habitatvariablen an den 513 Einzelfundstellen (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „ärmerer Erlen-Bruchwald (Sphagnosquarrosi-Alnetum)“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

Moorbirken-Bruchwald (*Vaccinio-uliginosi-Betuletum*)

Für die ENFA-Habitatmodellierung des Moorbirken-Bruchwaldes (*Vaccinio-uliginosi-Betuletum*) wurde eine Indikatorartengruppe aus 5 Gefäßpflanzen- und 4 Moosarten verwendet (**Tabelle 17**). Für die Wälder der SHLF konnte eine Zahl von 319 Fundstellen ermittelt werden. In der Score Matrix (**Tabelle 18**) nimmt der Birkenanteil im Bestand die wichtigste Position in Bezug auf den Marginalitätsfaktor ein, es folgt die Höhe der Wasserhaushaltsstufe. Daran schließt sich der Erlenanteil im Bestand mit auffallend geringerer Wertigkeit an. Die Bedeutung dieser Variablen für die Abgrenzung der Erlen-Eschen-Wälder vom Gesamtkollektiv aller Bestände in den Wäldern der SHLF kommt auch in den Boxplot-Darstellungen der **Abbildung 22** zum Ausdruck. Bei der Kreuzvalidierung des Habitatmodells wurde ein hoher Boyce-Index von 0,85 ermittelt (**Abbildung 21**).

Tabelle 17. Indikatorarten, die für die ENFA-Habitatmodellierung des Moorbirken-Bruchwald (*Vaccinio-uliginosi-Betuletum*) verwendet wurden. Da für einzelne Fundstellen mehrere Artfunde verzeichnet sind, ist die Anzahl der Fundstellen niedriger als die Summe der einzelnen Funde.

Art	Funde
<i>Aulacomnium palustre</i>	6
<i>Betula pubescens</i>	171
<i>Carex nigra</i>	73
<i>Carex rostrata</i>	59
<i>Eriophorum vaginatum</i>	57
<i>Myrica gale</i>	38
<i>Odontoschisma sphagni</i>	3
<i>Polytrichum commune</i>	14
<i>Sphagnum palustre</i>	25
Summe	446
Anzahl Fundstellen	319

Tabelle 18. Score Matrix der ENFA-Habitatmodellierung für die Indikatorartengruppe des Moorbirken-Bruchwaldes (*Vaccinio-uliginosi-Betuletum*). Die Tabelle bildet in den Spalten aus Darstellungsgründen nur die ersten 5 von 9 Faktoren ab.

Variable	Marginality	Spec. 1	Spec. 2	Spec. 3	Spec. 4
	(8 %)	(28 %)	(17 %)	(15 %)	(12 %)
Anteil Birke	0,75	-0,02	0,02	-0,03	0,10
Wasserhaushaltsstufe	0,60	0,02	-0,03	0,01	0,05
Anteil Erle	0,21	-0,02	0,03	-0,01	0,21
Anteil Laubbaumarten	0,18	-0,38	0,20	-0,06	-0,71
Anteil nicht-standortheimischer Baumarten	-0,08	-0,91	-0,17	0,00	0,07
Anteil Buche	-0,07	-0,07	0,87	-0,38	0,47
Trophiestufe	-0,03	0,13	-0,40	0,05	-0,42
Anteil historisch alten Waldes	-0,03	-0,08	-0,01	0,27	0,01
Maximales Alter der Laubbäume im Bestand	0,01	-0,01	-0,13	0,88	0,21

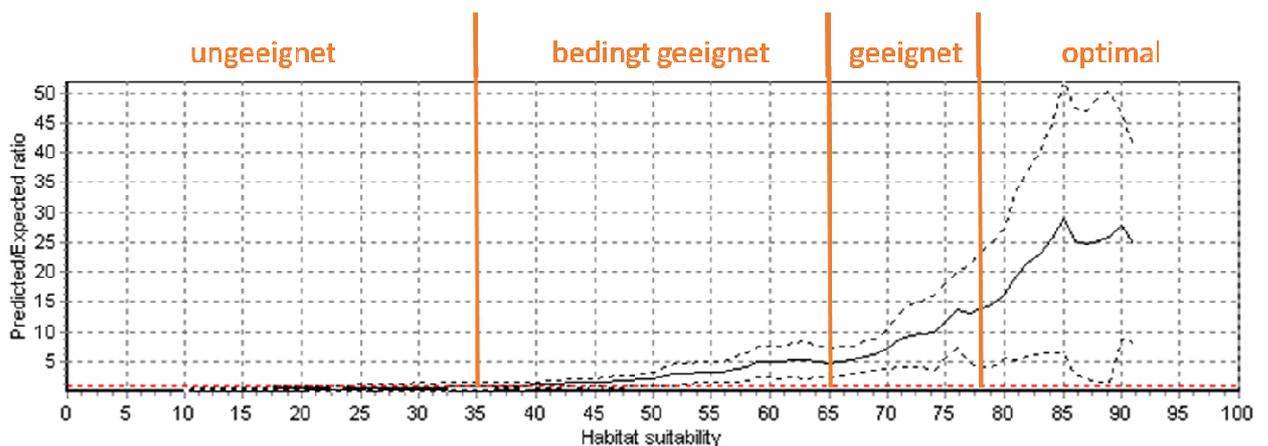


Abbildung 21: Ergebnis der Kreuzvalidierung zur Bestimmung der Qualität des Habitatmodells „Moorbirken-Bruchwald“ (10 Partitionierungen) und zur Ableitung von Klassengrenzen der Habitateignung. Boyce-Index = 0,68. Achsen: Predicted/Expected ratio = Abweichung von einer zufälligen Verteilung (Predicted/Expected ratio = 1); Habitat suitability = Habitateignungsindex der ENFA. Klassifizierung: Einteilung der Habitateignung in vier Klassen (ungeeignet, bedingt geeignet, geeignet, optimal) anhand von Änderungen in der Steigung der Kurve; durchgezogene Linie: Habitateignungsquotient, gestrichelte schwarze Linien: Konfidenzbänder, rot gestrichelte Linie: Schwellenwert Zufallsverteilung.

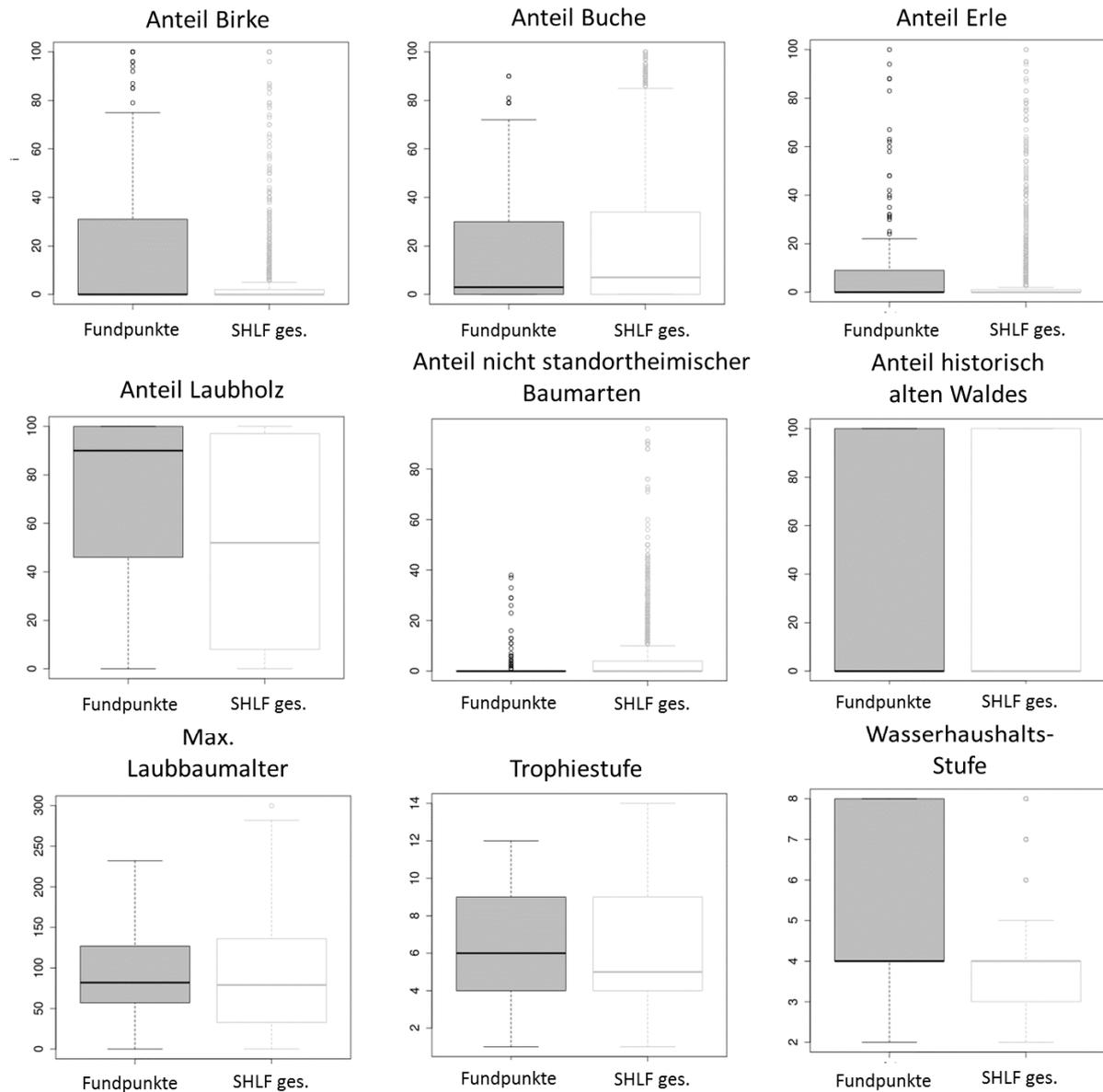


Abbildung 22: Ausprägung von Habitatvariablen an den 319 Einzelfundstellen (40x40-m-Kacheln) der Arten in der Indikatorartengruppe „Moorbirken-Bruchwald (Vaccinio-uliginosi-Betuletum)“ im Vergleich zur Ausprägung der Habitatvariablen in allen 40x40-m-Kacheln innerhalb des SHLF-Waldes.

3.1.2.3 Synthese der vier Einzelmodelle

Die Einzelmodelle der Extremstandorte sind grundsätzlich jeweils einzeln für sich gültig. Sie sind auf einer jeweils individuellen Grundlage von Artdaten entstanden und stehen für z. T. sehr unterschiedliche Waldtypen. Diese können jedoch in der Realität räumlich verzahnt auftreten. Für die Bereitstellung der Hotspots der Extremstandorte (Habitateignungsziffer ≥ 75) für die tatsächliche Ausweisung von Schutzgebiete in Schleswig-Holstein wurde eine Nettokulisse aller vier Hotspot-Kulissen bereitgestellt (**Tabelle 19**). Siehe hierzu auch das Kap. 3.1.3.2.

Tabelle 19: Flächengrößen der Bereiche mit optimaler Habitataignung (= Hotspots) in den vier Einzelmodelle der Extremstandorten sowie einer überlagerungsfreien Nettokulisse.

Modell	Fläche Hotspots [ha]
Erlen-Eschenwald	854
Erlen-Bruchwald (reich)	826
Erlen-Bruchwald (arm)	739
Moorbirken-Bruchwald	349
Netto Kulisse Extremstandorte	1.680

3.1.2.4. Geländekartierung

Wie in Kap. 3.1.3.2 dargelegt wird, sollen im Bereich der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten 800 ha an Naturwaldflächen auf Extremstandorten ausgewiesen werden. In die Kulisse der potentiell als Naturwald geeigneten Flächen floss auch die „Netto-Fläche“ der Bereiche mit optimaler Habitataignung hinsichtlich der Extremstandorte ein (**Tabelle 19**).

Zwischen März 2015 und Juni 2015 erfolgte die Bereisung von insgesamt 137 der über die Habitatmodellierung identifizierten Einzelflächen durch Mitarbeiter der SHLF. Die Größe der bereisten Flächen bewegte sich zwischen 0,1 und 18,5 ha, die Gesamtflächengröße betrug 429 ha. Bei dieser Flächenbereisung wurden die Bestände fachlich angesprochen und bewertet, darüber hinaus erfolgte die Erhebung von Strukturmerkmalen, die bei der Habitatmodellierung nicht berücksichtigt worden sind (siehe den speziellen Aufnahmebogen, **Abbildung 23**). Es erfolgte je Strukturmerkmal eine Einordnung in die Stufen 1 = häufig, 2 = vorhanden oder 3 = selten/nicht vorhanden.

Wie die Ergebnisse der Habitatmodellierung bereits erwarten ließen, waren standortfremdes Laubholz und Nadelholz auf den bereisten Flächen kaum vorhanden (**Abbildung 24**). Demgegenüber traten Habitatstrukturen (Kleinstrukturen, Baumindividuen, stehendes Totholz, liegendes Totholz, quellige Bereiche, moorige Bereiche, Fließgewässer, Moospolster) auf einem Großteil der Flächen auf, wenn auch nicht häufig. Ein vergleichbares Bild bietet sich, werden nur die „Holzstrukturen“ (Kleinstrukturen, Baumindividuen, stehendes Totholz, lie-

gendes Totholz) betrachtet. Da bei der Habitatmodellierung Gefäßpflanzen und Moose als Indikatorarten verwendet wurden, die zwar an die Standortbedingungen der Extremstandorte, jedoch nicht an „Holzstrukturen“ gebunden sind, ist dieses Ergebnis plausibel. Der hohe Anteil von Flächen mit anmoorigen und moorigen Bereichen spiegelt die Ergebnisse der Modellierung gut wieder. Hinsichtlich der ökonomischen Wertigkeit der bereisten Flächen überwogen Bestände mit einem niedrigen ökonomischen Wert, jedoch fanden sich auch viele Bestände, die einen hohen ökonomischen Wert zugesprochen bekamen.



Revier: _____

Rangnummer: _____

Bestandescharakterisierung „Waldbiotope auf Extremstandorten“

Baumartenzusammensetzung

standortfremdes Laubholz* Nadelholz

1 = häufig (>75 %) ; 2 = vorhanden (75 – 10 %) ; 3 = selten/nicht vorhanden (< 10 %)

*aus Naturschutzsicht: v.a. Hybridpappel, Roteiche, Robinie, Spätblühende Traubenkirsche

Habitatfunktion

Kleinstrukturen Baumindividuen

Totholz stehend Totholz liegend

Quellige Bereiche anmoorige/moorige Bereiche

Fließgewässer Moosdeckung

Habitat: 1 = häufig; 2 = vorhanden; 3 = selten/nicht vorhanden

Kleinstrukturen: Rindentaschen, Rindenverletzungen, Konsolenpilze, Spechthöhlen, Asthöhlen, Stammhöhle, Schleimfluss, Moos, Totholz

Baumindividuen: Markante Einzelbäume / Habitatbäume, alt oder überaltert, mit offensichtlich hohem Naturschutzwert

Ökonomischer Wert

ökonomischer Wert: 1 = hoch; 2 = mittel; 3 = niedrig

hoch: Bestand mit wesentlichen Anteilen von Stammholz der Qualitäten A und B

mittel: Vereinzelt Stammholz B, sonst nur minderwertige Qualitäten

niedrig: Vereinzelt Stammholz C, sonst nur minderwertige Qualitäten

Abbildung 23: Aufnahmebogen zur Bestandescharakterisierung der Waldbiotope auf Extremstandorten.

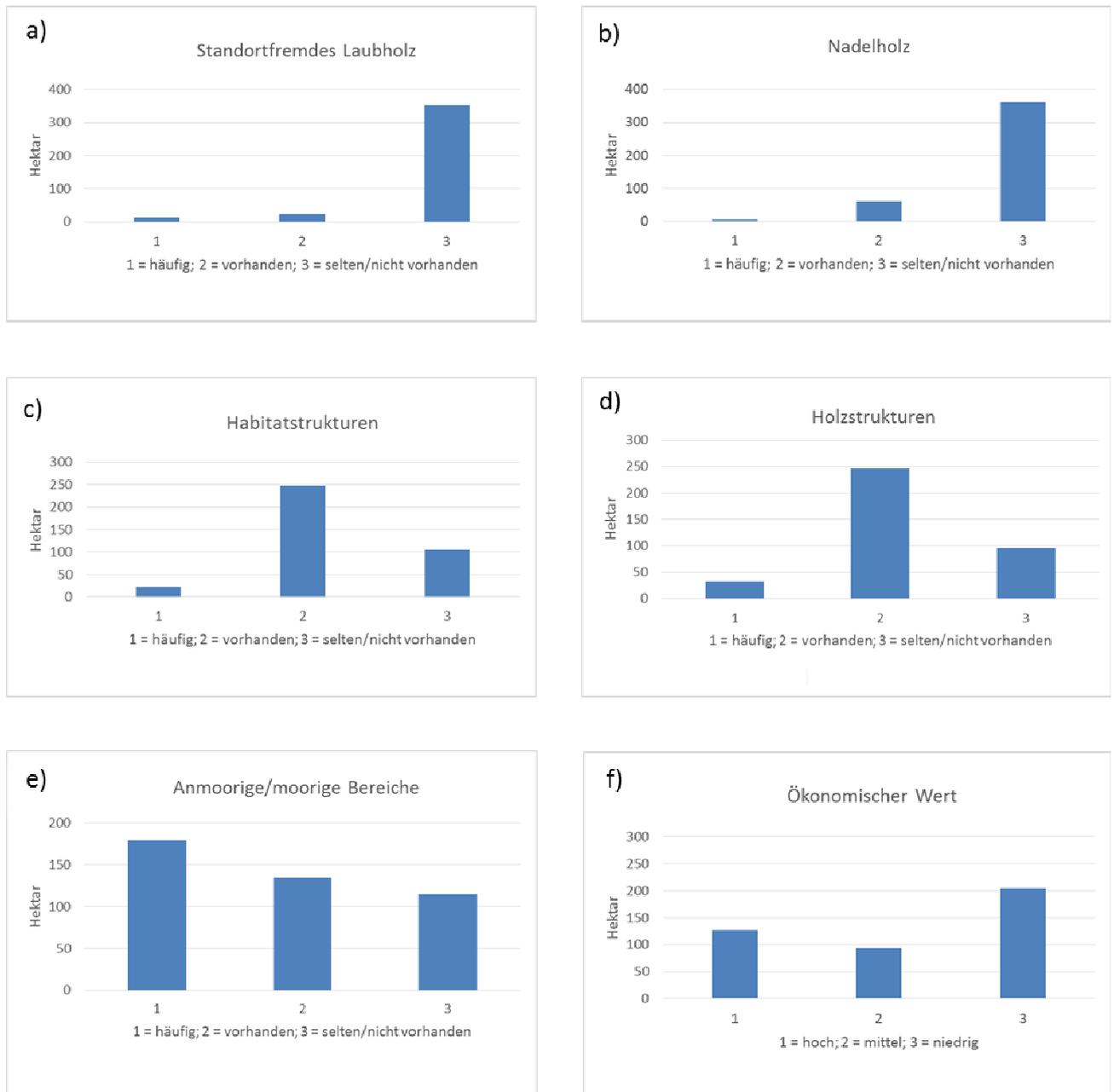


Abbildung 24: Ergebnisse der Vor-Ort-Ansprache von modellierten Hotspots der Extremstandorte. Es wurden 137 Einzelflächen bereit, die Gesamtfläche beträgt 429 ha. Die „Habitatstrukturen“ beinhalten die Strukturelemente *Kleinstrukturen, Baumindividuen, stehendes Totholz, liegendes Totholz, quellige Bereiche, moorige Bereiche, Fließgewässer, Moospolster*; Die „Holzstrukturen“ beinhalten die Strukturelemente *Kleinstrukturen, Baumindividuen, stehendes Totholz, liegendes Totholz*.

3.1.3 Auswahl neuer Naturwaldflächen in Schleswig-Holstein und Beteiligung der NW-FVA

Zeitlich parallel zum Beginn des Projektes im September 2012 nahm die neue Schleswig-Holsteinische Landesregierung (Koalition aus SPD, Bündnis 90/Die Grünen und SSW) ihre Arbeit auf. Im Koalitionsvertrag vom 12. Juni 2012 wurde das Ziel benannt, „den Anteil an Naturwaldflächen in öffentlicher Hand zu sichern und schrittweise zu erhöhen.“ (Landesregierung Schleswig-Holstein, 2012). Bald folgte eine Konkretisierung dieses Ziels und der Schleswig-Holsteinische Landtag nahm am 20. November 2013 den Antrag „Naturwald sichern und Anteil in öffentlichen Wäldern erhöhen“ (Drucksache 18/1271 vom 5. November 2013) der Fraktionen von SPD, Bündnis 90/Die Grünen und der Abgeordneten des SSW an, in dem es heißt:

Der Landtag wolle beschließen:

Der Landtag bittet die Landesregierung,

- *auf der Basis der Untersuchungen des Bundesamtes für Naturschutz zu Naturwäldern ein Konzept zu erstellen, wie der Anteil der Naturwälder in den öffentlichen Wäldern in Schleswig-Holstein schrittweise erhöht werden kann und dabei das Konzept der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten sowie Vorschläge der Naturschutzverbände zu berücksichtigen;*
- *den Schutz der Naturwälder sicher zu stellen.*

Begründung:

In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der Bundesrepublik Deutschland wird bis zum Jahr 2020 eine natürliche Waldentwicklung auf 5 Prozent der gesamten Waldfläche bzw. 10 Prozent der öffentlichen Wälder angestrebt. Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ werden bundesweit die Naturwälder ermittelt.

Demzufolge sollen gemäß den Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) 10 % des öffentlichen Waldes aus der Nutzung genommen werden. Zum „öffentlichen Wald“ wird in Schleswig-Holstein der Staatswald (Bund und Land sowie Stiftung Naturschutz) und der Körperschaftswald (Kreise und Kommunen sowie Zweckverband Schaalsee-Landschaft) gerechnet (MELUR, 2014). 2012 lag der Naturwaldanteil in den Wäldern der SHLF bei 5,0 %, in den Kreisforsten Herzogtum Lauenburg bei 11,0 % und im Stadtwald Lübeck bei 10,9 % (Heeschen, 2012).

Am 7. Oktober 2014 verkündete das Schleswig-Holsteinische Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR, 2014): „Das Umweltministerium hat gemeinsam mit den Landesforsten und der Stiftung Naturschutz knapp 2100 Hektar neue Naturwaldflächen ausgewählt. (...) Mit den neuen Flächen steigt der Naturwaldbestand bei den

Landesforsten und auf Stiftungsflächen auf insgesamt rund 5.600 Hektar, zusammen mit den Waldflächen von Bund, Kommune und Kreisen sind es 7.200 Hektar. In den kommenden zwei Jahren sollen noch weitere 800 Hektar in den Landesforsten dazu kommen.“ Damit würde eine Fläche von 10 % Naturwald in den öffentlichen Wäldern Schleswig-Holsteins erreicht werden.

In die Auswahl der neuen Naturwaldflächen flossen und fließen über den Projektpartner SHLF die Ergebnisse des Projektes „Identifizierung von Waldgebieten mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität“ unmittelbar ein.

3.2 Teilziel B: Erarbeitung und Erprobung eines praxisnahen Verfahrens zur Kartierung der Naturnähe von Waldbeständen

3.2.1 Einleitung

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist es, ein effektives und treffsicheres Kartierverfahren zur Identifizierung von Biodiversitätszentren (Hotspots) zu entwickeln. Dieses Verfahren soll auch bei einer eingeschränkten Datengrundlage bzw. dann einsetzbar sein, wenn die Personalkapazitäten für eine umfangreiche Datenaufbereitung und -analyse, wie sie für die Wälder der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) durchgeführt wurde, nicht ausreichen. Als zu kartierende Indikatoren von Naturnähe werden vor allem Waldstrukturen, Standortverhältnisse und Indikatorarten genutzt. Gemäß der Projektziele wird das Kartierverfahren für die Erfassung von Biodiversitätszentren zum einen der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* und zum anderen der *Waldbiotope auf Extremstandorten* entwickelt.

Das Kartierverfahren wird aufgrund der regionalen Verankerung des Projektes vor allem für solche Waldgebiete in Schleswig-Holstein erarbeitet, die außerhalb des Waldbesitzes der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) liegen. In diesen Wäldern in Privat- und Kommunalbesitz ist das Vorkommen einer Vielzahl von Biodiversitätszentren zu erwarten, wie Projektergebnisse zu geschützten xylobionten Käfern (Mölder et al., 2014a) und zu Indikatorarten von historisch alten Wäldern aus den Gruppen der Gefäßpflanzen (Schmidt et al., 2014) und Moose (Mölder et al., 2015) zeigen. Darüber hinaus soll das Kartierverfahren auch in anderen Regionen Deutschlands anwendbar sein, in denen aufgrund ungenügender Datengrundlage keine flächendeckenden Habitatmodellierungen durchgeführt werden können, sodass die Anwendung des nachfolgend beschriebenen effektiven Kartierverfahrens eine zielführende Alternative für die Identifizierung von Biodiversitätszentren darstellt.

Um die Anschlussfähigkeit des Kartierverfahrens an bestehende Verfahren zu gewährleisten und um eine hohe Akzeptanz vor Ort zu erreichen, knüpft das Verfahren an den aktuellen „Kartierschlüssel für Biotoptypen“ des Landes Schleswig-Holstein an (LLUR, 2014). Dieser Kartierschlüssel sieht die nähere Charakterisierung der Ausprägung von (Haupt-) Biotoptypen durch die Verwendung von sog. *Nebencodes* vor. Als Nebencodes können beispielsweise die floristische und faunistische Bedeutung eines Bestandes, aber auch die Bodenverhältnisse und die strukturelle Ausprägung erfasst werden (LLUR, 2014). Dementsprechend können auch Biodiversitätszentren als naturschutzfachlich besonders wertvolle Ausprägungen der Biotoptypen als Nebencode verstanden werden. Es ist wichtig festzuhalten, dass die Nebencodes

ggf. die naturschutzfachliche Wertigkeit, nicht aber den Schutzstatus des Biotoptyps verändern (LLUR, 2014).

Das hier vorgestellte Kartierverfahren orientiert sich an Verfahren zur Identifizierung und Inventur von „Woodland Key Habitats“, d.h. Schlüsselhabitaten im Wald, die in Skandinavien, in Finnland und im Baltikum seit vielen Jahren erfolgreich angewendet werden (Berg et al., 2002; Ek et al., 2002; Ikauniece et al., 2012; Laita et al., 2010; Timonen et al., 2011, 2010). Timonen et al., 2010) beschreiben das Konzept der Woodland Key Habitats wie folgt (Übersetzung durch A. Mölder):

„Ein Werkzeug für den Schutz der Biodiversität im Wald ist im Bereich der nordeuropäischen Länder die Ausweisung von kleinen Habitatflächen als Woodland Key Habitats (WKH). WKHs sind kleine Habitatflächen, die als besonders wertvoll hinsichtlich der Biodiversität in Wirtschaftswäldern gelten können, d.h. eine qualitativ reiche Biodiversität aufweisen (Hotspots der Biodiversität). Das Konzept der WKH beruht dabei auf zwei Annahmen. Zum einen wird davon ausgegangen, dass Rote-Liste-Arten in bestimmten Beständen oder Habitaten gehäuft vertreten sind (Seltenheits-Hotspots) und nicht gleichmäßig oder zufällig verteilt in der Waldlandschaft vorkommen. Zum anderen sollte es möglich sein, WKH sowohl aufgrund ihrer Strukturmerkmale als auch mit Hilfe von Indikatorarten zu identifizieren, so dass eine direkte Erfassung von Rote-Liste-Arten nicht notwendig ist.“

3.2.2 Das Kartierverfahren

3.2.2.1 Vorbereitung der Vor-Ort-Kartierung

3.2.2.1.1 Eingrenzung der zu begehenden Waldbestände

Um den Aufwand und somit die Kosten der Kartierung zu minimieren, ist es zweckmäßig, eine Vorauswahl von solchen Waldbeständen zu treffen, die für eine Vor-Ort-Kartierung in Frage kommen. Für diese Vorauswahl sollten alle mit vertretbarem Aufwand aufzubereitenden und auswertbaren Datenquellen genutzt werden. Eine sorgfältig durchgeführte Flächenvorauswahl ist wichtig, um eine möglichst hohe Anzahl von Biodiversitätszentren mit angemessenem Zeitaufwand zu identifizieren (Ek et al., 2002).

Die zugrundeliegende räumliche Betrachtungseinheit bei der Flächenvorauswahl sollten die Blattschnitte der Topographischen Karte 1:25:000 („Messtischblätter“) sein, da sich viele historische, floristische und faunistische Informationen auf die Messtischblattebene beziehen. Alle relevanten Informationen sollten in ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingebunden und kartographisch dargestellt werden.

Die Ansprache der aktuellen Bestockung mit Nadel, Misch- oder Laubwald erfolgt mit Hilfe von Luftbildern, die für ganz Deutschland frei verfügbar vorliegen (z.B. unter <http://www.bing.com/maps/>). Da gemäß der Zielsetzung des Projektes ausschließlich Laubwälder betrachtet werden, erfolgt dann die Abgrenzung derjenigen Laubwaldgebiete, die das Vorkommen von Biodiversitätszentren erwarten lassen. Dabei sollen junge Laubwälder bzw. Laubwald-Erstaufforstungen der letzten Jahrzehnte unberücksichtigt bleiben, da auf diesen unreifen Waldstandorten keine naturnahen Waldbestände mit typischer Artenausstattung vorkommen. Die Kartierung der historisch alten Waldstandorte von (Glaser & Hauke, 2004) ermöglicht die Identifizierung von Waldkomplexen mit einer Größe von mehr als 20 ha, die seit mehr als 200 Jahren mit Laubwald bestockt sind. Zur Identifizierung von kleineren historisch alten Laubwaldgebieten können die Erstausgaben der Messtischblätter (Topographische Karte 1:25:000, TK 25) herangezogen werden, die in Schleswig-Holstein um 1880 im Rahmen der Königlich Preußischen Landesaufnahme angefertigt wurden. Sämtliche Karten der Königlich Preußischen Landesaufnahme sind über das Online-Portal Geo-GREIF der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald (<http://greif.uni-greifswald.de>) frei verfügbar und können dort in guter Auflösung heruntergeladen werden. Solche Laubwaldgebiete, die auf diesen historischen Messtischblättern offensichtlich als Forstgehege erkennbar sind, also eine Umfassung durch eine Wallhecke (Knick) aufweisen (**Abbildung 25**), können mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit als historisch alt gelten (Hase, 1997; Mölder et al., 2014a). Darüber hinaus gibt es auch für andere Regionen Kartenwerke, die vergleichbare Auswertungsmöglichkeiten bieten und ebenfalls frei verfügbar sind. Als Beispiele seien die Niveau-Karte des Kurfürstentums Hessen (1840-1861) und die Karte von dem Großherzogthume Hessen (1823-1850) (<http://www.lagis-hessen.de/de/subjects/browse/id/2/sn/hkw>) genannt.



Abbildung 25: Gehege „Großes Bruch“ als historisch alter Waldstandort, der von einem Knick (Wallhecke) umfasst wird. Knicks werden im Kartenbild durch eine geschlängelte Linie dargestellt. TK 25, Blatt 1831 „Grömitz“, Aufnahme 1877 durch die Königlich Preußische Landesaufnahme.

3.2.2.1.2 Expertenbefragungen zur Eingrenzung der zu begehenden Waldbestände

Bei der Vorauswahl von Waldbeständen, die für eine Vor-Ort-Kartierung in Frage kommen, kann auch die Befragung von lokalen Experten sehr hilfreich sein. Neben dem örtlichen Revierförster kommen Mitglieder von Naturschutz- und Heimatvereinen sowie von naturwissenschaftlichen Vereinen in Frage. Für Schleswig-Holstein sind insbesondere die AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e. V., die koleopterologische Sektion des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V. sowie die Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V. zu nennen.

3.2.2.1.3 Eingrenzung der relevanten Biotoptypen gem. des LLUR-Kartierschlüssels

Nachfolgend werden die relevanten Biotoptypen gemäß des Kartierschlüssels für Biotoptypen des Landes Schleswig-Holstein an (LLUR, 2014) aufgeführt, in denen Biodiversitätszentren der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* (a) und der *Waldbiotope auf Extremstandorten* (b) zu erwarten sind und so als Nebencodes angesprochen werden können. Bei der Vor-Ort-Kartierung von Biodiversitätszentren in die Angabe des entsprechenden Biotoptyps zwingend erforderlich, um die Anschlussfähigkeit der Kartierung an die landesweite Biotoptypenkartierung zu gewährleisten.

a) Historisch alte Laubwälder mit naturnahen Waldstrukturen

2 Wälder und Brüche

2.6 Wälder auf reichen Böden

Wälder auf reicheren Standorten, meist mit Flattergras (*Milium effusum*), Wald-Schwingel (*Festuca altissima*), einschließlich grund- und stauwassergeprägter Standorte

Hinweise zu Nebencodes: Allgemein; Waldnutzung

Hinweise zu Zusatzcodes: Waldstruktur

2.6.1 Eichen- und Eichen-Hainbuchenwald (WMc)

FFH-LRT: 9160

Code gem. OR: WE

Eichen- oder Eichen-Hainbuchenwald auf reicheren Standorten; meist mit Flattergras (*Milium effusum*) und Wald-Schwingel (*Festuca altissima*); teilweise mit Dominanz von Esche (*Fraxinus excelsior*); entsprechend Definition LRT 9160.

Hinweise zur Abgrenzung: Abgegrenzt gegenüber 91E0 durch Fehlen von Wasserzügigkeit.

Kennzeichnende Vegetationstypen und Arten: *Crepis paludosa*, *Pulmonaria obscura*, *Euonymus europaeus*, Waldorchideen

2.6.2 Eschengeprägter Buchenwald frischer Standorte (WMe)

FFH-LRT: 9130

Code gem. OR: WM

Von Eschen (*Fraxinus excelsior*) geprägter Wald auf reicheren, frischen Standorten, meist mit Rotbuche vergesellschaftet; entsprechend Definition LRT 9130.

Kennzeichnende Vegetationstypen und Arten: *Mercurialis perennis*, *Stachys sylvatica*, keine Waldorchideen

2.6.3 Flattergras-Buchenwald (WMm)

FFH-LRT: 9130

Code gem. OR: WM

Flattergras-Buchenwald auf ärmeren Standorten mit Flattergras (*Milium effusum*); meist ohne Einblütiges Perlgras (*Melica uniflora*) und Waldmeister (*Galium odoratum*); entsprechend Definition LRT 9130.

2.6.4 Perlgras-Buchenwald (WMo)

FFH-LRT: 9130

Code gem. OR: WM

Perlgras-Buchenwald auf reicheren Standorten; meist mit Einblütigem Perlgras (*Melica uniflora*) und Waldmeister (*Galium odoratum*); entsprechend Definition LRT 9130. Kennzeichnende Vegetationstypen und Arten: *Melica uniflora*, *Galium odoratum*

2.6.5 Schlucht- und Hangwald (WMs)

FFH-LRT: *9180

Geschütztes Biotop gem. §30 (2) Nr. 4 BNatSchG (BiotopV (1) Nr. 4c)

Code gem. OR: WM

Schlucht- oder Hangwald auf reicheren Standorten; häufig mit Flattergras (*Milium effusum*) und Wald-Schwengel (*Festuca altissima*); häufig mit Edellaubhölzern, in schattigen Lagen auch mit Rot-Buche (*Fagus sylvatica*); entsprechend Definition LRT *9180.

2.6.6 Waldgersten-Buchenwald (WMu)

FFH-LRT: 9130

Code gem. OR: WM

Waldgersten-Buchenwald auf kalkreicheren Sonderstandorten; u.a. mit Finger-Segge (*Carex digitata*), Leberblümchen (*Hepatica nobilis*), Christophskraut (*Actaea spicata*), Frühlings-Platterbse (*Lathyrus vernus*); entsprechend Definition LRT 9130.

Kennzeichnende Vegetationstypen und Arten: *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Actaea spicata*, *Lathyrus vernus*, *Orchis mascula*

2.7 Bodensaure Wälder

Laubwälder auf bodensauren Standorten mit Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Behaarter Hainsimse (*Luzula pilosa*).

Hinweise zu Nebencodes: Allgemein; Waldnutzung

Hinweise zu Zusatzcodes: Waldstruktur

2.7.1 Drahtschmielen-Buchenwald (WLa)

FFH-LRT: 9110

Code gem. OR: WLa

Buchenwald auf bodensauren Standorten mit Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Behaarter Hainsimse (*Luzula pilosa*); entsprechend Definition LRT 9110.

2.7.2 Birken-Eichenwald (WLb)

FFH-LRT: 9190

Code gem. OR: WLb

Waldbestand mit Dominanz von Eiche (*Quercus* spp.) und Hänge-Birke (*Betula pendula*) auf bodensauren mageren Standorten mit u.a. Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Besenheide (*Calluna vulgaris*), Eberesche (*Sorbus aucuparia*); entsprechend Definition LRT 9190.

2.7.3 Bodensaurer Buchenwald mit Stechpalme (WLi)

FFH-LRT: 9120

Code gem. OR: WLa

Buchenwald auf bodensauren Standorten mit Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Behaarter Hainsimse (*Luzula pilosa*); mit Stechpalme (*Ilex aquifolium*); entsprechend Definition LRT 9120.

b) Waldbiotope auf Extremstandorten

2 Wälder und Brüche

2.1 Naturnaher Auwald

Naturnaher Auwald im Überschwemmungsbereich von Fließgewässern.

Hinweise zu Nebencodes: Waldstruktur

Hinweise zu Zusatzcodes: Waldnutzung

2.1.1 Erlen-Eschen (Eichen)-Auwald, bachbegleitend (WAe)

FFH-LRT: *91E0

Geschütztes Biotop gem. §30 (2) Nr. 4 BNatSchG (BiotopV (1) Nr. 4d)

Code gem. OR: WA

Naturnaher Auwald im Überschwemmungsbereich von Bächen; geprägt von Erle (*Alnus* spp.) und Esche (*Fraxinus excelsior*) oder Eiche (*Quercus* spp.); Deckung lebensraumtypischer Gehölzarten > 70 %; entsprechend Definition LRT *91E0.

2.2 Bruch(wald)

Bruchwald auf grundwassergeprägten nassen organischen Böden ohne moortypische Strauch- und Krautschicht

Hinweise zu Nebencodes: Waldstruktur

Hinweise zu Zusatzcodes: Waldnutzung

2.2.1 Birkenbruchwald (WBb)

Geschütztes Biotop gem. §30 (2) Nr. 4 BNatSchG (BiotopV (1) Nr. 4a)

Code gem. OR: WBb

Bruchwald auf staunassen nährstoffärmeren, organischen Böden ohne moortypische Strauch- und Krautschicht; geprägt von Moor-Birke (*Betula pubescens*); oftmals fließende Übergänge zum Birken-Moorwald.

2.2.2 Erlenbruchwald (WBe)

Geschütztes Biotop gem. §30 (2) Nr. 4 BNatSchG (BiotopV (1) Nr. 4a)

Code gem. OR: WBe

Bruchwald auf staunassen nährstoffreichen, organischen Böden ohne moortypische Strauch und Krautschicht; geprägt von Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*).

2.3 Naturnaher Quellwald

Naturnaher Quellwald mit Zeigern für Wasserzügigkeit in der Krautschicht; ohne Rotbuche.

Hinweise zu Nebencodes: Allgemein; Waldnutzung

Hinweise zu Zusatzcodes: Waldstruktur

2.3.1 Quellwald mit Erle und Esche (WQe)

FFH-LRT: *91E0

Geschütztes Biotop gem. §30 (2) Nr. 4 BNatSchG (BiotopV (1) Nr. 4d)

Code gem. OR: WA

Naturnaher Quellwald mit Zeigern für Wasserzügigkeit in der Krautschicht; geprägt von Erle (*Alnus* spp.) und Esche (*Fraxinus excelsior*) oder Eiche (*Quercus* spp.); Deckung lebensraumtypischer Gehölzarten > 70 %; entsprechend Definition LRT *91E0.

2.4 Sumpfwald grund- oder stauwasserbeeinflusster Standorte

Auf Mineralboden, aufgrund des hohen Wasserstands ohne Rotbuche in der Baumschicht

Hinweise zu Nebencodes: Waldstruktur

Hinweise zu Zusatzcodes: Waldnutzung

2.4.3 Erlen-Eschen-Sumpfwald (WEs)

Geschütztes Biotop gem. §30 (2) Nr. 4 BNatSchG (BiotopV (1) Nr. 4b)

Code gem. OR: WE

Sumpfwald auf staunassen mineralischen Böden; Baumschicht ohne Rotbuche (*Fagus sylvatica*); geprägt von Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*).

3.2.2.1.4 Festlegung von Strukturelementen und Standortverhältnissen zur Identifizierung von Biodiversitätszentren

Die Kartierung der Biodiversitätszentren im Gelände basiert hauptsächlich auf der Erfassung von wertgebenden Strukturelementen (inkl. Standortverhältnissen), die für die *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* und der *Waldbiotope auf Extremstandorten* charakteristisch sind. Nachfolgend werden diese Strukturelemente näher erläutert. Gleiches gilt für Faktoren, die als Beeinträchtigungen des Habitatwertes gelten können und idealerweise nur selten vorkommen.

Hinsichtlich der wertgebenden Strukturelemente erfolgt bei der Kartierung eine Zuordnung zu den vier Häufigkeitskategorien „nicht vorhanden“, „selten“, „zerstreut“ und „häufig“, bezüglich der beeinträchtigenden Faktoren zu den Kategorien „häufig“, „verbreitet“, „selten“ und „nicht vorhanden“.

Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern

Als besonders wertgebend werden sieben Strukturelemente angesehen, die nach Literaturangaben ausgewählt wurden (Bauhus et al., 2009; Bütler et al., 2013; Ek et al., 2002; Kriebitzsch et al., 2013; Möller, 2009, 2005; Moning & Müller, 2009; Müller et al., 2013; PAN & ILÖK, 2010; Winter & Möller, 2008):

- **Starke Laubbäume:** Bäume > 80 cm BHD, nur standortheimische Arten
- **Baumindividuen:** Markante, lebende Einzelbäume / Habitatbäume, alt oder überaltert, mit offensichtlich hohem Naturschutzwert
- **Baumruinen:** Teilweise abgestorbene Bäume > 30 cm BHD; z.B. Bäume mit abgebrochener Hauptkrone und nachgewachsener Seitenkrone
- **Kleinstrukturen im stehenden Bestand:** z.B. Rindentaschen, Rindenverletzungen, Blitzrinnen, Konsolenpilze, Spechthöhlen, Asthöhlen, Stammhöhlen, Mulmtaschen, Schleimfluss
- **Stehendes Totholz starker Dimensionen:** Tote stehende Bäume >30 cm BHD
- **Totholz liegend:** Liegende, unzersägte Stämme, große Stammstücke bzw. Stammteile und Starkäste von Kronen
- **Baumkronen liegend:** Liegende, unzersägte Kronen bzw. umfangreichere Kronenteile

Zu einer Beeinträchtigung des Habitatwertes führen sechs Faktoren (Ebrecht & Schmidt, 2003; Ek et al., 2002; Kriebitzsch et al., 2013; Moning & Müller, 2009; PAN & ILÖK, 2010):

- **Rückegassen, Fahrgleise**
- **Übermäßige Erholungsnutzung:** z.B. Trampelpfade, Mountainbike-Spuren, starker Begang durch Siedlungsnähe
- **Nicht-standortheimische Baumarten in der Baumschicht**
- **Frische Stubben:** auf der Schnittfläche unbemooste Stubben > 50 cm Durchmesser (als Zeiger kurz zurückliegender Störungen)
- **Starke Auflichtung durch Nutzung (> 50% der Kronenfläche)**
- **Wildverbiss:** Verbiss an den standortheimischen Baumarten

Waldbiotope auf Extremstandorten

Als besonders wertgebend werden zehn Strukturelemente angesehen, die nach Literaturangaben ausgewählt wurden (Bütler et al., 2013; Ek et al., 2002; Janssen, 2007; Kriebitzsch et al., 2013; Möller, 2009, 2005; Müller et al., 2013; PAN & ILÖK, 2010):

- **Starkes standortheimisches Weichlaubholz** > 40 cm BHD
- **Baumindividuen, Baumruinen:** Markante, lebende Einzelbäume / Habitatbäume, alt oder überaltert, mit offensichtlich hohem Naturschutzwert; teilweise abgestorbene Bäume > 30 cm BHD; z.B. Bäume mit abgebrochener Hauptkrone und nachgewachsener Seitenkrone
- **Stehendes Totholz starker Dimensionen (>30 cm BHD)**
- **Kleinstrukturen im stehenden Bestand:** z.B. Rindentaschen, Rindenverletzungen, Blitzrinnen, Konsolenpilze, Spechthöhlen, Asthöhlen, Stammhöhlen, Mulmtaschen, Schleimfluss
- **Totholz liegend, Baumkronen liegend:** Liegende, unzersägte Stämme, große Stammstücke bzw. Stammteile und Starkäste von Kronen; liegende, unzersägte Kronen bzw. umfangreichere Kronenteile
- **Quellige Bereiche**
- **Anmoorige/moorige Bereiche**
- **Naturnahe Gewässer**
- **Moosdeckung**
- **Erratische Blöcke:** Findlinge und andere Geschiebe

Zu einer Beeinträchtigung des Habitatwertes führen acht Faktoren (Ebrecht & Schmidt, 2003; Ek et al., 2002; Janssen, 2007; Kriebitzsch et al., 2013; PAN & ILÖK, 2010):

- **Rückegassen, Fahrgleise**
- **Übermäßige Erholungsnutzung:** z.B. Trampelpfade, Mountainbike-Spuren, starker Begang durch Siedlungsnähe
- **Nicht-standortheimisches Baumarten in der Baumschicht:** z.B. Hybridpappeln, Sitkafichte, Spätblühende Traubenkirsche
- **Starke Auflichtung durch Nutzung (> 50% der Kronenfläche)**
- **Konkurrenzstarke Neophyten in der Kraut- und Strauchschicht:** z.B. *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Prunus serotina*
- **Verbaute Gewässer:** Gewässer, die durch Verbauungen (Wehre, Sohlschwellen, Begradigungen, technische Böschungsbefestigungen) beeinträchtigt sind
- **Entwässerungsgräben**
- **Wildverbiss:** Verbiss an den standortheimischen Baumarten

3.2.2.1.5 Gefäßpflanzen und Moose als Indikatorarten zur Identifizierung von alten Waldstandorten und Biodiversitätszentren

Wie auch im Projektantrag dargestellt, stellte die analytische Ableitung einer Liste von Gefäßpflanzen und Moosen als Zeigerarten für historisch alte Wälder und somit für Habitatkontinuität einen eigenständigen Arbeitsschritt dar.

Hinsichtlich der Gefäßpflanzen wurden 67 Indikatorarten für historisch alte Waldstandorte in Nordwestdeutschland erarbeitet, deren Bestimmung sowohl auf floristischen Daten aus Schleswig-Holstein als auch auf solchen aus Niedersachsen und Bremen basiert (AG Geobotanik & LLUR, 2013; Garve et al., 2007; Raabe, 1987). Dabei wurde mit Dr. Heike Culmsee und Inga Schmiedel zusammengearbeitet, die Erkenntnisse aus dem DBU-Projekt „Phyto-diversitäts-Monitoring: Identifizierung von Indikatorartengruppen für ein Biodiversitäts-Monitoring zur Bewertung von Kulturgrasland- und Waldlebensräumen auf geostatistischer Grundlage“ (DBU-AZ 26752) beisteuerten. Die Publikation der Studie erfolgte in der Zeitschrift *Forest Ecology and Management* unter der Titel „Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany“ (Schmidt et al., 2014).

Bezüglich der Waldmoose wurden 31 Indikatorarten für historisch alte Waldstandorte in Schleswig-Holstein bestimmt. Dabei konnte ein umfangreicher Datensatz zu Moosfunden in Schleswig-Holstein ausgewertet werden (AG Geobotanik & LLUR, 2013; Schulz & Dengler, 2006), was in Zusammenarbeit mit dem Bryologen Dr. Florian Schulz (Mitglied im Landesvorstand des BUND Schleswig-Holstein) geschah. Die Studie wurde unter dem Titel „Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany)“ in der Zeitschrift *Ecological Indicators* veröffentlicht.

Die angewendeten Methoden erlaubten die objektive Ermittlung der Indikatorarten mit statistischen Verfahren. Hierbei handelt es sich um einen neuen und innovativen Ansatz, da bisherige Listen von Indikatorarten alter Waldstandorte vor allem auf gutachterlichen Einschätzungen beruhten und meist nur regionale Gültigkeit beanspruchen konnten.

Nachfolgend werden diejenigen Altwald-Indikatorarten (AWI, Ancient Woodland Indicators) berücksichtigt, die Zeigerarten historisch alter Laubwälder sind, also zur *Galium-odoratum*-Gruppe oder zur *Mercurialis-perennis*-Gruppe gehören (gem. Schmidt et al., 2014). Hinsichtlich der Moose werden solche Indikatorarten verwendet, die gemäß den Ergebnissen unserer Studie (Mölder et al., 2015) zur *Eurhynchium-striatum*-Gruppe gehören und gleichermaßen alte wie naturnahe Laubwaldstandorte indizieren (**Anhang 3**).

Zum einen können die Altwald-Indikatorarten der Verifizierung derjenigen historisch alten Laubwaldstandorte dienen, die mittels der oben beschriebenen Kartenauswertungen bestimmt werden konnten. Dabei weist jedoch nicht jeder historisch alte (Laub-) Waldstandort eine hohe Vielfalt an Altwald-Indikatorarten auf. Tatsächlich gibt es große Variationen hinsichtlich der Alpha-Diversität, die aus Unterschieden in der Landnutzungsgeschichte, in der waldbaulicher Behandlung und in der Nährstoffversorgung resultieren (Dupouey et al., 2002; Härdtle et al., 2003). Nach der Hotspot-Strategie sollten Waldbestände mit einer großen Vielfalt an Altwald-Indikatorarten identifiziert und mit geeigneten Schutzmaßnahmen belegt werden (Meyer et al., 2009; Schmidt et al., 2014).

Darüber hinaus ermöglichen Altwald-Indikatorarten die Identifizierung von Waldbeständen mit einer langen Habitatkontinuität, sie können folglich auch als Indikatoren für naturnahe Laubwälder und deren typische Biodiversität dienen (Amato et al., 2009; Nordén & Appelqvist, 2001; Rose, 1999). Wenn Habitatkontinuität mit struktureller Kontinuität einhergeht, können so Rückschlüsse auf die gesamte Vielfalt an Arten gezogen werden, die auf naturnahe Waldlebensräume angewiesen sind. Hier ist insbesondere an Arten aus den Gruppen der Moose, Flechten, Pilze und Käfer zu denken (Ferris & Humphrey, 1999; Grove, 2002; Kriebitzsch et al., 2013; Mölder et al., 2014a). Eine besondere Rolle spielen hierbei diejenigen Moosarten alter Waldstandorte, die auch als Signalarten geführt werden. Bei Signalarten handelt es sich um optisch auffällige und relativ einfach ansprechbare Arten. Auf Grund ihrer großen Affinität zu Lebensräumen mit einem hohen naturschutzfachlichen Wert bzw. einer hohen Naturnähe ist das gleichzeitige Vorkommen von weiteren seltenen und gefährdeten Vertretern der jeweiligen Waldlebensgemeinschaften zu erwarten, die aber meist schwieriger zu finden und anzusprechen sind (Fichtner & Lüderitz, 2013; Nitare, 2000).

Checklisten mit den relevanten Gefäßpflanzen- und Moosarten finden sich im **Anhang** .

3.2.2.1.6 Xylobionte Käfer als Indikatorarten zur Identifizierung von Biodiversitätszentren

In der Roten Liste der Käfer Schleswig-Holsteins (Gürlich et al., 2011) werden auf Landesebene bedeutsame Qualitätszeiger für Naturnähe und Strukturreichtum benannt. Diese Käfer sind „Zeigerarten für naturnahe Waldstrukturen“ und werden kurz als „Naturwald-Zeigerarten“ (NWZ) bezeichnet (vgl. Kap. 3.1.1.1). Bei den NWZ werden zwei Kategorien unterschieden, wobei die Kategorie 1 für die höchsten Ansprüche an den Lebensraum steht. Bei den NWZ handelt es sich überwiegend um Xylobionte (sensu Köhler, 2000; Möller, 2009; Schmidl & Bußler, 2004), die wie bei den Auswahlkriterien der bundesweit gültigen Liste der

„Urwald-Reliktarten“ (Müller et al., 2005) auf Strukturen alter Bäume, starkes Totholz oder lange Habitattradition angewiesen sind. Hinzu kommen aber auch Pilzbewohner mit evidenter Bindung an bzw. Schwerpunkt in naturnah ausgestatteten Waldbeständen und in einem Fall auch ein Laufkäfer (*Carabus glabratus*). Die Einstufungen dieser NWZ auf Landesebene sind ausdrücklich als Expertenvoten zu verstehen, die sich ausschließlich auf die Verhältnisse im waldarmen Schleswig-Holstein beziehen (Gürlich et al., 2011).

3.2.2.1.7 Festlegung der Durchführung des Waldbeganges

Die bei der Flächenvorauswahl (2.1) identifizierten Waldflächen müssen zeit- und aufwands-effektiv begangen werden, um solche Bereich innerhalb der unter 2.2 genannten Biotoptypen zu identifizieren, die gemäß der unter 2.3 genannten Strukturelemente als Biodiversitätszentren der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* und der *Waldbiotope auf Extremstandorten* in Frage kommen und näher kartiert werden sollen (Ek et al., 2002). Hier bietet es sich an, die entsprechenden Waldflächen aufgrund des in der TK 25 sichtbaren Wegenetzes vorab in einzelne Abschnitte zu unterteilen und diese in Transekten zu begehen. Der Abstand der einzelnen Transsektlinien kann im Vorhinein nicht festgelegt werden und ist abhängig von der Homo- bzw. Heterogenität der Bestockung und den Sichtverhältnissen im Bestand. Da die Waldflächen der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) größtenteils aus voneinander isoliert liegenden Gehegen bestehen (Hase, 1997; Mölder et al., 2014a), können die Gehege im festgelegten Suchraum nacheinander abgearbeitet werden.

3.2.2.2 Die Abgrenzung und Kartierung von Biodiversitätszentren (Hotspots) im Gelände

3.2.2.2.1 Abgrenzung und Kartierung von potentiellen Biodiversitätszentren (Hotspots)

Die bei der Flächenvorauswahl identifizierten Waldflächen werden gemäß der unter 3.2.2.1 genannten Methodik in Transekten begangen, wobei sich der Abstand der Transektlinien an den örtlichen Gegebenheiten orientiert. Beim Begang ist auf das im Vergleich zum Umfeld überdurchschnittliche Vorhandensein der unter 3.2.2.1 genannten Strukturelemente (siehe auch die Kartierbögen im **Anhang 4** und **Anhang 5**) und Indikatorarten (siehe auch die Artenlisten im **Anhang 3**) zu achten. Wird ein Bestand bzw. Bestandesteil erreicht, der sich aufgrund seiner Ausstattung mit Strukturelementen und Indikatorarten deutlich von seinem Umfeld absetzt und somit als Hotspot in Frage kommt, so ist diese Fläche abzugrenzen und so genau wie möglich in die Kartengrundlage (TK 1:25:000) einzuzeichnen. Hier ist auch der Landschaftskontext zu berücksichtigen – so wird ein Hotspot auf einem armen Geeststandort

beispielsweise eine geringere Anzahl starker Laubbäume aufweisen als ein Hotspot auf einem reichen Standort im Hügelland. Die Wertigkeit des Geest-Hotspots wird hierdurch nicht vermindert. Gleiches gilt für die Anzahl an Indikatorarten historisch alter Wälder. Die Mindestgröße einer zu kartierenden Hotspot-Fläche beträgt 0,3 ha (etwa 50 m x 60 m). Jeder Hotspot erhält eine eindeutige Nummer, die sowohl auf dem Kartierbogen als auch auf der Karte einzutragen ist. Anhand des Kartierschlüssels für Biotoptypen des Landes Schleswig-Holstein (LLUR, 2014) wird der Biotyp bzw. werden die Biotoptypen im Bereich des potentiellen Hotspots bestimmt. Entsprechend der Zuordnung zu den unter 3.2.2.1 genannten Biotoptypen wird dann entschieden, ob es sich um einen Hotspot der Kategorie *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* oder der Kategorie *Waldbiotop auf Extremstandorten* handelt. Weist eine Hotspot-Fläche räumlich sauber trennbare Biotoptypen beider Hotspot-Kategorien auf, dann wird sie entsprechend in einzeln zu kartierende Flächen unterteilt. Sollte der Fall eintreten, dass der zu kartierende Hotspot aus einem verzahnten, räumlich nicht trennbaren Mosaik beider Hotspot-Kategorien besteht, so sind für die Gesamtfläche die Erfassungsbögen für beide Hotspot-Kategorien auszufüllen. Zusammenhängende Flächen einer Hotspot-Kategorie, die eine unterschiedliche Qualität von Teilbereichen aufweisen, werden als Komplex erfasst. Beinhaltet die zu kartierende Fläche einer Hotspot-Kategorie mehrere Biotoptypen, so wird der Flächenanteil der einzelnen Biotoptypen prozentual geschätzt.

Die Kartierung der Hotspots erfolgt nach Festlegung der Biotoptypen entweder anhand des Kartierbogens für Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* (siehe **Anhang 4**) oder anhand des Kartierbogens für Hotspots der *Waldbiotop auf Extremstandorten* (siehe **Anhang 5**). Die Zuordnung der wertgebenden Strukturelemente und der negativen Beeinträchtigungen zu den vier Häufigkeitskategorien erfolgt gutachterlich durch den Kartierer im Gelände unter Berücksichtigung der Zustände in den umgebenden Beständen als Vergleichsmaßstab. Hierzu ist die abgegrenzte Fläche ganzflächig zu begehen.

3.2.2.2 Erfassung von Altwald-Indikatorarten und wertgebenden Käfern

Mit Hilfe von Checklisten erfolgt die Erfassung der unter 3.2.2.1 genannten Indikatorarten. Dabei werden solche Arten notiert, die beim Begang der Hotspotflächen besonders ins Auge fallen, eine zeitaufwendige Kompletterfassung soll nicht angestrebt werden. Hinsichtlich von auffälligen Käfern ist eine Fotodokumentation sinnvoll, um die Art in Nachhinein sicher zu bestimmen bzw. als Zeigerart für naturnahe Waldstrukturen (NWZ) ansprechen zu können.

3.2.2.3 Die Berechnung von Habitateignungsziffern aus der Kartierung

Um für jeden Hotspot aus den kartierten wertgebenden Artvorkommen und Strukturelementen bzw. beeinträchtigenden Faktoren eine Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} (Wertumfang zwischen 1 und 100) berechnen zu können, wird zunächst eine Struktur-Habitateignungsziffer $HEZ_{Struktur}$ bestimmt, die bei besonderen Vorkommen wertgebender Arten mit Zuschlägen versehen wird.

Hinsichtlich der kartierten wertgebenden Strukturelemente bzw. beeinträchtigenden Faktoren wird jeder der vier Häufigkeitskategorien eine Wertziffer zugeordnet:

wertgebende Strukturen		beeinträchtigende Faktoren	
Kategorie	Wertziffer	Kategorie	Wertziffer
nicht vorhanden	12,5	häufig	12,5
selten	37,5	verbreitet	37,5
zerstreut	62,5	selten	62,5
häufig	87,5	nicht vorhanden	87,5

Die Struktur-Habitateignungsziffer eines kartierten Hotspots ($HEZ_{Struktur}$) wird als arithmetischer Mittelwert der aufsummierten Wertziffern aller erfassten wertgebenden Strukturelemente bzw. beeinträchtigenden Faktoren berechnet:

$$HEZ_{Struktur} = \frac{1}{i} \sum_{f=1}^i w_f$$

i = Gesamtzahl der wertgebenden Strukturelemente bzw. beeinträchtigenden Faktoren f
 w = Wertziffer

Eine große Vielfalt an Altwald-Indikatorarten und das Vorkommen von wertgebenden xylobionten Käfern erhöht die Wertigkeit eines kartierten Hotspots (Kap. 3.2.2.1). Dies wird bei der Berechnung der Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} (i.e. die aus der gesamten Kartierung abgeleitete Habitateignungsziffer) dadurch berücksichtigt, dass zum Wert $HEZ_{Struktur}$ jeweils Zuschläge von 10 % dieses Wertes hinzuaddiert werden, wenn:

- In einem kartierten Hotspot die Artenzahl der Gefäßpflanzen-Altwald-Indikatorarten größer oder gleich dem 1,25-fachen Mittelwert der Artenzahl aller kartierten Hotspots im Untersuchungsgebiet ist.
- In einem kartierten Hotspot die Artenzahl der Moos-Altwald-Indikatorarten größer oder gleich dem 1,25-fachen Mittelwert der Artenzahl aller kartierten Hotspots im Untersuchungsgebiet ist.

- In einem kartierten Hotspot mindestens ein xylobionter Käfer aus der Gruppe der Zeigerarten für naturnahe Waldstrukturen (NWZ) gefunden wurde.

Die Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} ist bei einem Maximalwert von 100 gedeckelt.

3.2.3 Erprobung des Kartierverfahrens

3.2.3.1 Der Rahmen der Erprobung

Das unter 3.2.2 beschriebene Kartierverfahren wurde im Mai und Juni 2015 erprobt. Dabei wurde Dipl.-Biol. Hjalmar Thiel als externer Fachgutachter damit beauftragt, fünf Tage mit Hilfe dieses Kartierverfahrens in zwei vorgegeben Regionen Schleswig-Holsteins Biodiversitätszentren zu kartieren. Bei diesen Regionen handelte es sich um den Bereich „Lasbek“ im östlichen Hügelland und den Bereich „Barlohe“ auf dem zentralen Geestrücken. Die Auswahl dieser beiden Regionen basierte auf den Ergebnissen der Modellierung von Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* (3.1.1) und von Hotspots der *Waldbiotope auf Extremstandorten* (3.1.2). Beide Regionen repräsentieren jeweils einen typischen Ausschnitt des jeweiligen Naturraumes hinsichtlich der vorkommenden Bestandestypen und der räumlichen Verteilung und Häufigkeit der modellierten Hotspots.

Um die Treffsicherheit des Kartierverfahrens auch bei denkbar schlechter Datengrundlage bewerten zu können, wurden Herrn Thiel nur sehr wenige Informationen zu den Untersuchungsbeständen zur Verfügung gestellt und zudem festgelegt, auf welche externen Informationen er zurückgreifen darf. Hinsichtlich des Punktes „Eingrenzung der zu begehenden Waldbestände“ wurde Herrn Thiel gestattet, frei verfügbare Luftbilder zu verwenden, die Benutzung historischer Karten hingegen wurde untersagt. Während Herr Thiel damit beauftragt war, „Gefäßpflanzen und Moose als Indikatorarten zur Identifizierung von alten Waldstandorten und Biodiversitätszentren“ zu erfassen, unterblieb die Erfassung von „Xylobionten Käfern als Indikatorarten zur Identifizierung von Biodiversitätszentren“, da Herr Thiel über keine koleopterologische Expertise verfügt. „Expertenbefragungen zur Eingrenzung der zu begehenden Waldbestände“ wurden ebenfalls nicht durchgeführt. Herr Thiel wurde mit topographischen Karten 1:25:000 ausgestattet, in denen die Landeswaldflächen der beiden Untersuchungsregionen verzeichnet waren.

3.2.3.2 Die Kartierung

Herr Thiel begann seine Kartierungen in der Untersuchungsregion „Lasbek“. Dort beging und kartierte er vom 1.5. bis zum 3.5. 2015 insgesamt 163 ha im „Sattenfelder Forst“ bei Bargtheide. Bei einer durchschnittlichen Tagesarbeitszeit von 8 Stunden betrug die tägliche Kartierfläche $163 \text{ ha} / 2,5 \text{ Arbeitstage} = 65,2 \text{ ha pro Arbeitstag}$. Vom 3.6. bis zum 5.6.2015 führ-

te Herr Thiel die Kartierungen in der Untersuchungsregion „Barlohe“ durch, und zwar im Waldkomplex „Luhnstedter Gehege“. Dort beging und kartierte er 312 ha, dies entspricht 312 ha / 2,5 Arbeitstage = 125 ha pro Arbeitstag. Die größere Tagesleistung im Luhnstedter Gehege gegenüber dem zuvor kartierten Sattenfelder Forst liegt zum einen darin begründet, dass Herr Thiel mit dem Kartierverfahren vertrauter geworden war, zum anderen waren die Hotspots im Luhnstedter Gehege eindeutiger abgrenzbar als im Sattenfelder Forst (vgl. 3.3 und 3.4). Fiel beim Ausfüllen des Erfassungsbogens für einen potentiellen Hotspot auf, dass die Ausstattung mit wertgebenden Elementen nicht ausreichend ist, wurde auf dem Bogen „kein Hotspot“ vermerkt.

3.2.3.2 Auswertung der Kartierung und Vergleich mit den Ergebnissen der Habitatmodellierung

Die von Herrn Thiel auf der TK 1:25.000 eingezeichneten Hotspots wurden im GIS digitalisiert, gleiches gilt auch für die gesamte von Herrn Thiel begangene Fläche. So konnten die von Herrn Thiel begangenen Bereiche unterteilt werden in Hotspot-Flächen und nicht-Hotspot-Flächen, welche nachfolgend als „Rest-Bestand“ bezeichnet werden. Für jeden der untersuchten Waldkomplexe wurde dann bestimmt, wie hoch die modellierten Habitateignungsziffern (HEZ_{Mod}) in den als Hotspot bzw. Rest-Bestand kartierten Bereichen sind, jeweils unterteilt nach Hotspots bzw. Rest-Bestand der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* (3.1.1) und der *Waldbiotope auf Extremstandorten* (3.1.2).

Von der insgesamt 312,5 ha großen kartierten Fläche im Luhnstedter Gehege wurden 86,7 ha als Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* und 39 ha als Hotspots der *Waldbiotope auf Extremstandorten* angesprochen (**Abbildung 26**). **Abbildung 27** zeigt, dass 80 % der kartierten Hotspotfläche der Alters- und Zerfallsphase eine HEZ_{Mod} größer als 60 aufweisen, auf 32 % dieser kartierten Hotspotflächen ist die HEZ_{Mod} größer als 70. Hinsichtlich der *Waldbiotope auf Extremstandorten* wiesen 80 % der kartierten Hotspotflächen eine HEZ_{Mod} auf, die größer als 70 ist (**Abbildung 28**). Auf 45 % dieser Hotspotflächen ist die HEZ_{Mod} größer als 80. Dass auch Rest-Bestand-Flächen mitunter eine HEZ_{Mod} größer als 60 aufweisen, kann methodisch erklärt werden. Bei der Modellierung wurde nämlich die HEZ_{Mod} für ganze „Modellierungskacheln“ (40 m x 40 m) vergeben, von denen im Gelände mitunter nur Teile als Hotspots angesprochen wurden.

Hinsichtlich der insgesamt 163 ha großen kartierten Fläche im „Sattenfelder Forst“ wurden 21 ha als Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* und 6 ha als Hotspots der *Waldbiotope auf Extremstandorten* angesprochen (**Abbildung 29**).

Dabei weisen 60 % der kartierten Hotspotfläche der Alters- und Zerfallsphase eine HEZ_{Mod} größer als 60 auf, bei 21 % dieser kartierten Hotspotflächen ist die HEZ_{Mod} größer als 70 (**Abbildung 30**). Hinsichtlich der Waldbiotope auf Extremstandorten wiesen 54 % der kartierten Hotspotflächen eine HEZ_{Mod} auf, die größer als 60 ist (**Abbildung 31**). Auf 48 % dieser Hotspotflächen ist die HEZ_{Mod} größer als 70. Bezüglich der Hotspots der *Waldbiotope auf Extremstandorten* im Sattenfelder Forst ist zu bemerken, dass durch den geringen Flächenumfang von nur 6 ha und die lineare Struktur der entsprechenden bachbegleitenden Bestände auch solche „Modellierungskacheln“ (40 m x 40 m) in die Auswertung eingingen, die eine geringe HEZ_{Mod} aufweisen. Dies führt dazu, dass auch gewisser Prozentsatz (33 %) von kartierten Hotspot-Flächen nur eine geringe HEZ_{Mod} zwischen 30 und 50 aufweist.

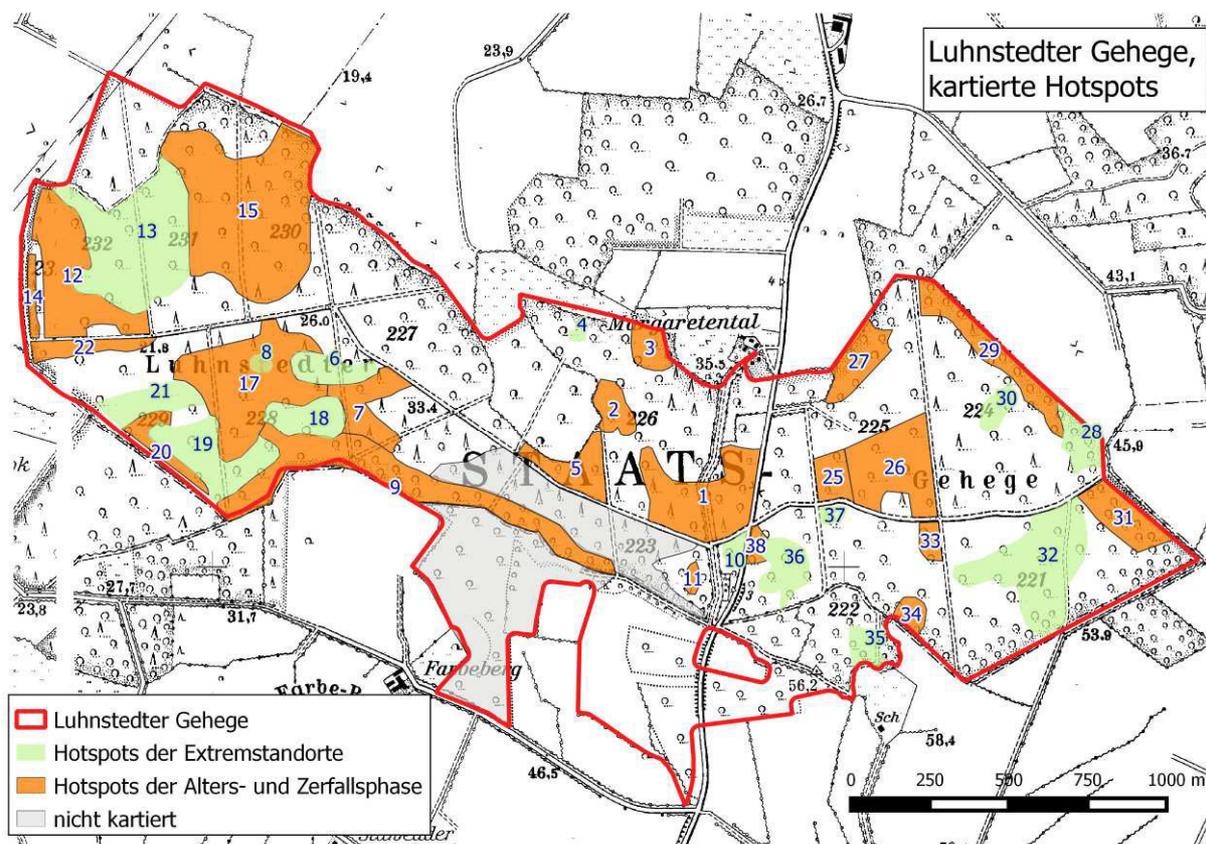


Abbildung 26: Kartierte Hotspots im Luhnstedter Gehege (Kreis Rendsburg-Eckernförde).
 Insgesamt kartierte Fläche = 312,5 ha, Hotspots der Alters- und Zerfallsphase = 86,7 ha, Hotspots der Extremstandorte = 39 ha.

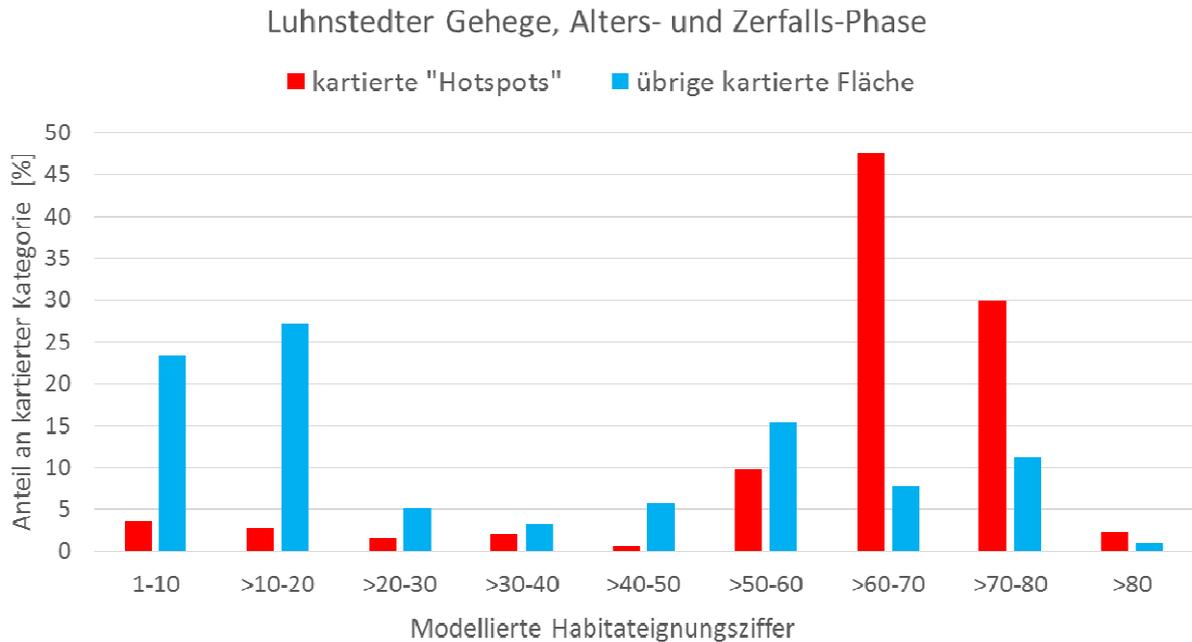


Abbildung 27: Luhnstedter Gehege, Alters- und Zerfallsphase. Modellierte Habitataignungsziffern HEZ_{Mod} (in 10er-Stufen) der im Gelände kartierten Hotspots bzw. der übrigen kartierten Fläche. Bei jeder Kategorie addieren sich die Balken der einzelnen Stufen zu 100 % (= 86,7 ha) der kartierten Fläche im Gelände auf.

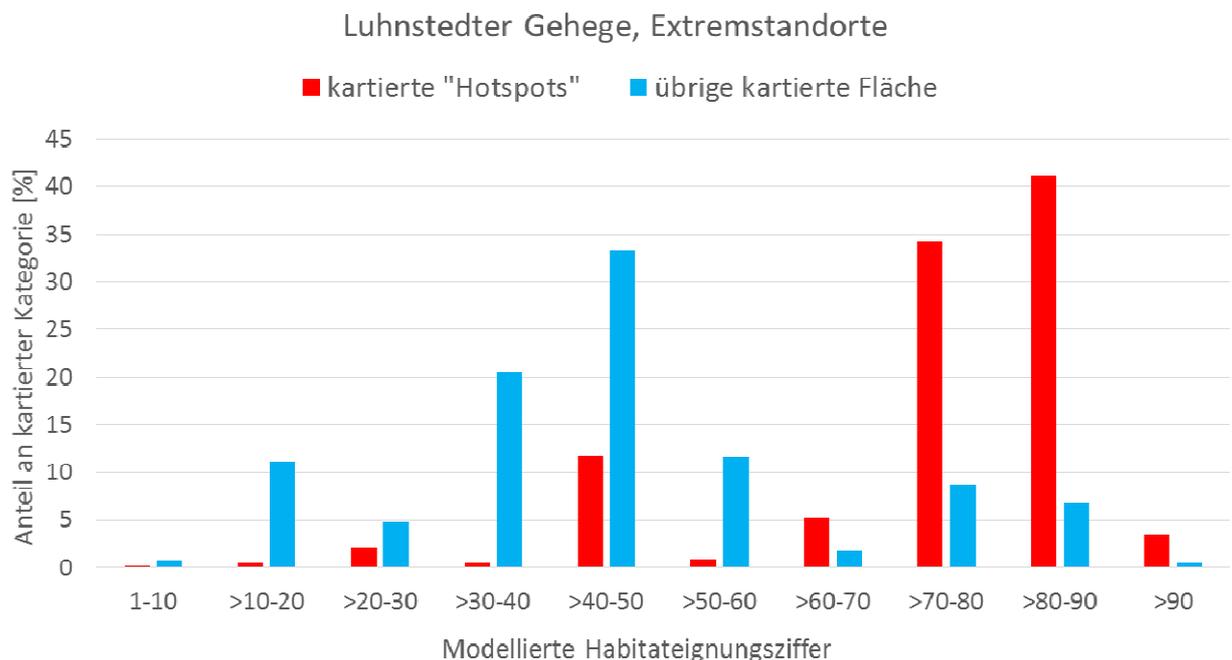


Abbildung 28: Luhnstedter Gehege, Extremstandorte. Modellierte Habitataignungsziffern HEZ_{Mod} (in 10er-Stufen) der im Gelände kartierten Hotspots bzw. der übrigen kartierten Fläche. Bei jeder Kategorie addieren sich die Balken der einzelnen Stufen zu 100 % der kartierten Fläche (=39 ha) im Gelände auf.

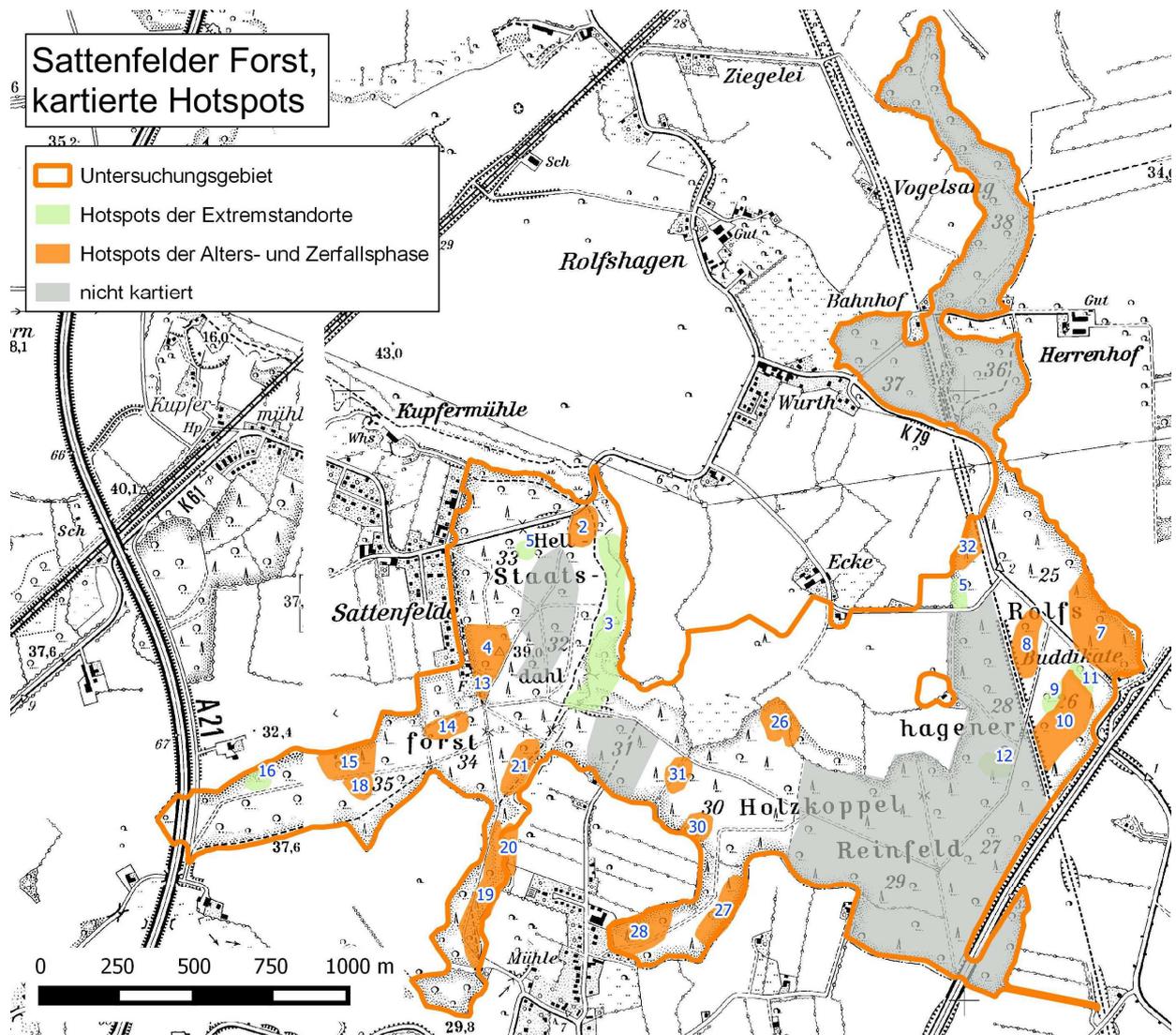


Abbildung 29: Kartierte Hotspots im Sattenfelder Forst (Kreis Stormarn). Insgesamt kartierte Fläche = 163 ha, Hotspots der Alters- und Zerfallsphase = 21 ha, Hotspots der Extremstandorte = 6 ha.

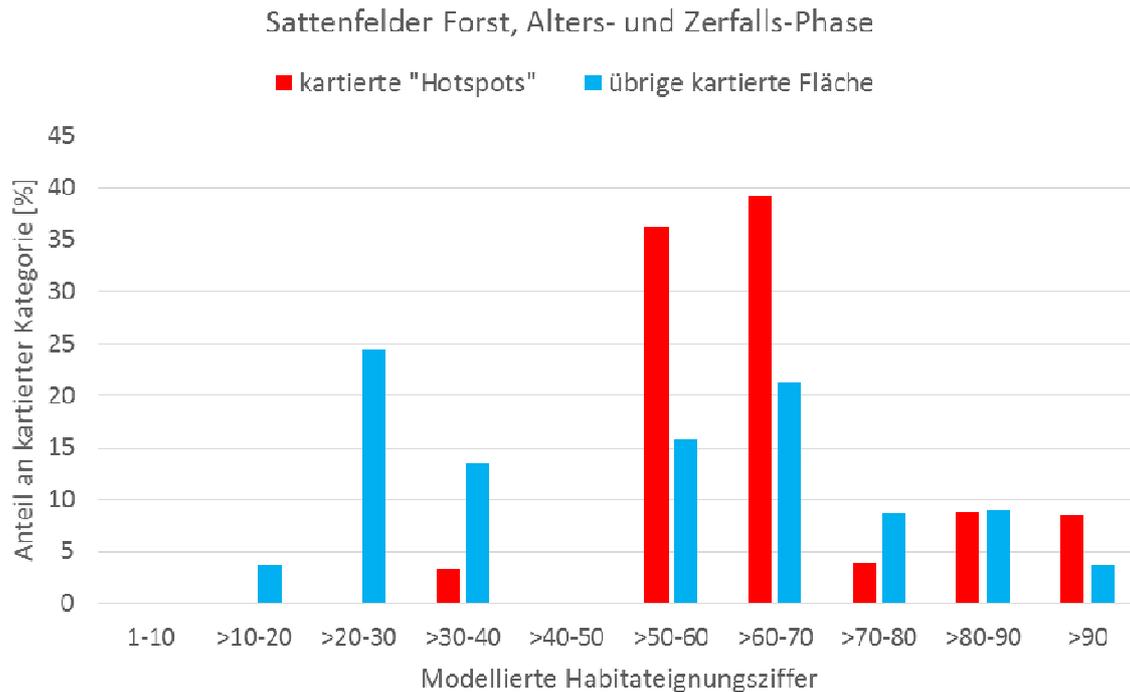


Abbildung 30: Sattenfelder Forst, Alters- und Zerfallsphase. Modellerte Habitataignungsziffern HEZ_{Mod} (in 10er-Stufen) der im Gelände kartierten Hotspots bzw. der übrigen kartierten Fläche. Bei jeder Kategorie addieren sich die Balken der einzelnen Stufen zu 100 % (= 21 ha) der kartierten Fläche im Gelände auf.

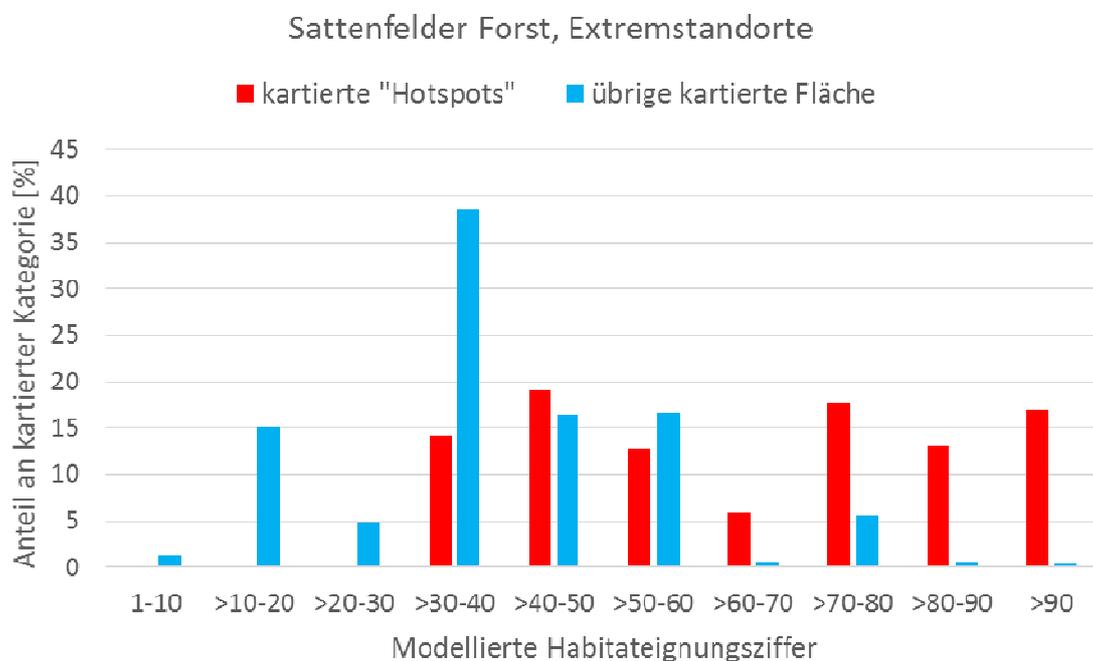


Abbildung 31: Sattenfelder Forst, Extremstandorte. Modellerte Habitataignungsziffern HEZ_{Mod} (in 10er-Stufen) der im Gelände kartierten Hotspots bzw. der übrigen kartierten Fläche. Bei jeder Kategorie addieren sich die Balken der einzelnen Stufen zu 100 % (= 6 ha) der kartierten Fläche im Gelände auf.

3.2.3.3. Auswertung der aus der Kartierung ermittelten Habitateignungsziffern

Hinsichtlich der Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* (Gesamtfläche 86,7 ha) im Luhnstedter Gehege zeigt die **Abbildung 32**, dass die relativen flächenbezogenen Anteile der modellierten Habitateignungsziffer HEZ_{Mod} und der aus der Geländekartierung abgeleiteten Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} (Kap. 3.2.2.3) an der Gesamtfläche der Hotspots recht vergleichbar sind. Insgesamt erreichen 78 % der kartierten Hotspotsflächen einen Wert der HEZ_{Mod} zwischen 60 und 80, hinsichtlich der HEZ_{Kart} sind es 87 % der kartierten Hotspotsflächen.

In Bezug auf die Hotspots der *Waldbiotope auf Extremstandorten* (Gesamtfläche 39 ha) im Luhnstedter Gehege erreichen 78 % der kartierten Hotspotsflächen einen Wert der HEZ_{Mod} zwischen 70 und 90, hinsichtlich der HEZ_{Kart} sind es 87 % der kartierten Hotspotsflächen (**Abbildung 33**). Allerdings ist hier der Unterschied zwischen den beiden betrachteten HEZ-Klassen größer als bei den Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern*, die Flächenanteile der HEZ_{Mod} sind in der HEZ-Klasse „>80->90“ höher. Ein Grund hierfür kann darin liegen, dass bei der Bestimmung des Wertes der HEZ_{Mod} aus vier Einzelmodellen zu Feuchtwäldern (siehe auch Kap. 3.1.2.3) für jede „Modellierungskachel“ der jeweils höchste HEZ-Wert eines Einzelmodells verwendet wurde, was evtl. eine Verschiebung hin zu höheren Werten der HEZ_{Mod} bedingt.

Im Hinblick auf die Hotspots der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* (Gesamtfläche 21 ha) im Sattenfelder Forst zeigt die **Abbildung 34**, dass die relativen flächenbezogenen Anteile der modellierten Habitateignungsziffer HEZ_{Mod} und der aus der Geländekartierung abgeleiteten Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} (Kap. 3.2.2.3) an der Gesamtfläche der Hotspots im Wertebereich „>50-70“ recht vergleichbar sind. Insgesamt erreichen 75 % der kartierten Hotspotsflächen einen Wert der HEZ_{Mod} zwischen 50 und 70, hinsichtlich der HEZ_{Kart} sind es 72 % der kartierten Hotspotsflächen. Auffällig ist, dass der Wertebereich „>40-50“ ausschließlich bei der HEZ_{Kart} besetzt ist, umgekehrt ist der Wertebereich „>80-90“ ausschließlich bei der HEZ_{Mod} besetzt. Hier scheinen einige Hotspot-Bereiche bei der Modellierung besser bewertet worden zu sein als bei der Kartierung. Wie auch im nachfolgenden Kapitel dargestellt, gab es im Sattenfelder Forst Bestandessituationen, bei denen wenige sehr alte Eichen am Rande einer Unterfläche der Forsteinrichtung standen und so das für die Habitatmodellierung der Alters- und Zerfallsphase sehr relevante maximale Baumalter (Kap. 3.1.1) hinsichtlich der gesamten, ansonsten jüngeren Unterfläche heraufsetzten. Ein anderer Forsteinrichter hätte hier vielleicht zwei Unterflächen ausgewiesen.

In Bezug auf die lediglich 6 ha große Fläche der Hotspots der *Waldbiotop*e auf *Extremstandorten* im Sattenfelder Forst erreichen 86 % der kartierten Hotspotsflächen einen Wert der HEZ_{Kart} zwischen 70 und 90 (**Abbildung 35**). Demgegenüber nehmen die Werte der HEZ_{Mod} eine sehr viel breitere Wertespanne ein, insbesondere auch im niedrigeren Bereich ($HEZ >30-60$). Dies lässt sich durch die lineare Struktur von bachbegleitenden Bestände erklären, die bedingt, auch solche „Modellierungskacheln“ (40 m x 40 m) in die Auswertung eingingen, die eine geringe HEZ_{Mod} aufweisen.

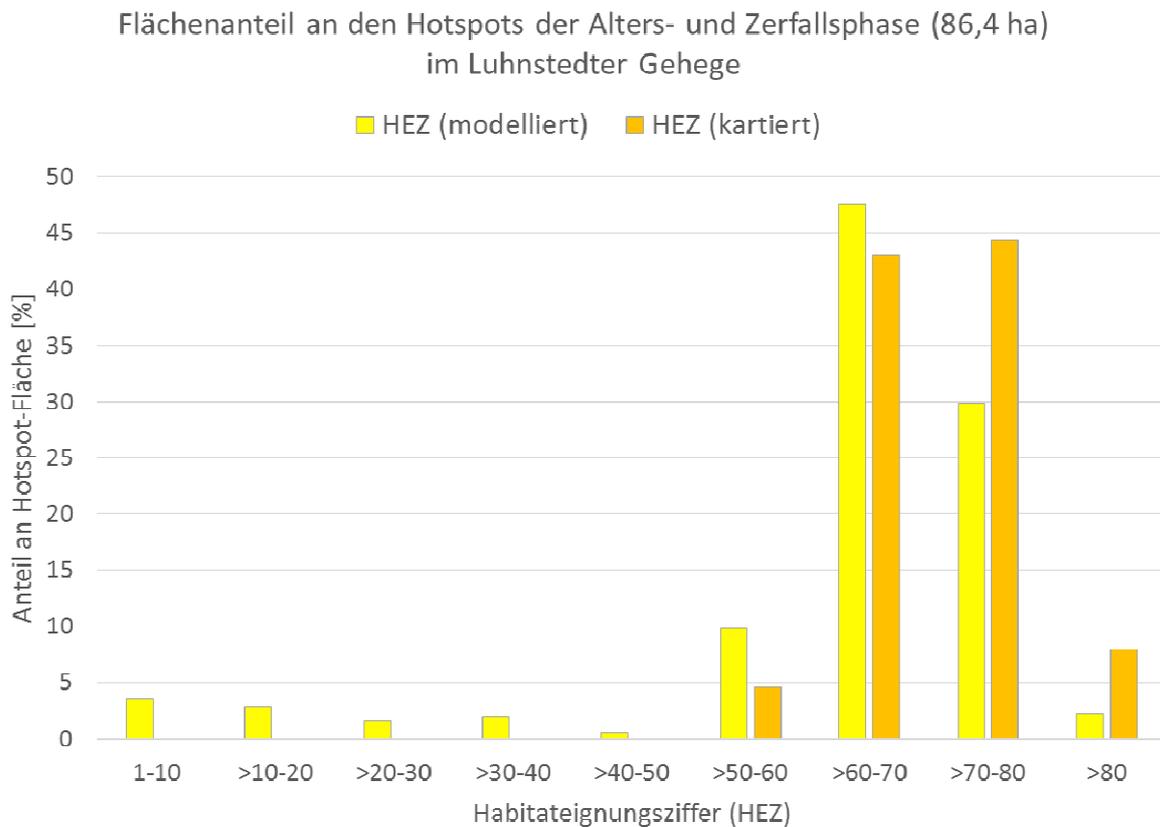


Abbildung 32: Luhnstedter Gehege: Relative flächenbezogene Anteile (in 10er-Stufen) der modellierten Habitat-eignungsziffer HEZ_{mod} und der aus der Geländekartierung abgeleiteten Habitat-eignungsziffer HEZ_{Kart} an der Gesamtfläche (86,7 ha) der Hotspots der Alters- und Zerfallsphase.

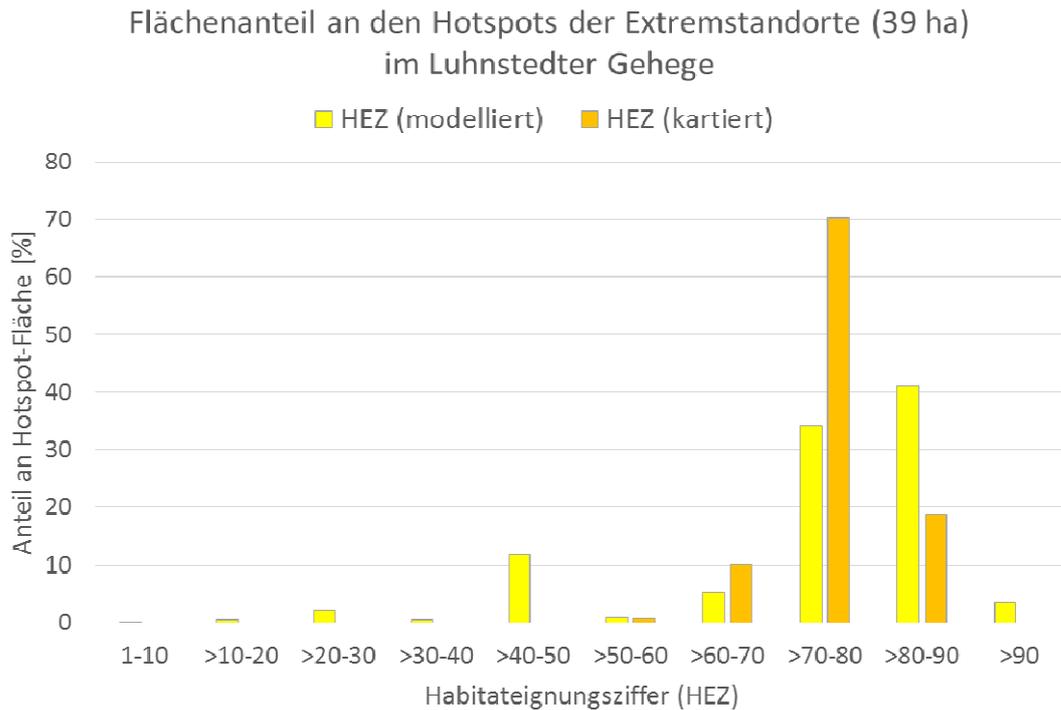


Abbildung 33: Luhnstedter Gehege: Relative flächenbezogene Anteile (in 10er-Stufen) der modellierten Habitateignungsziffer HEZ_{mod} und der aus der Geländekartierung abgeleiteten Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} an der Gesamtfläche (39 ha) der Hotspots der Extremstandorte.

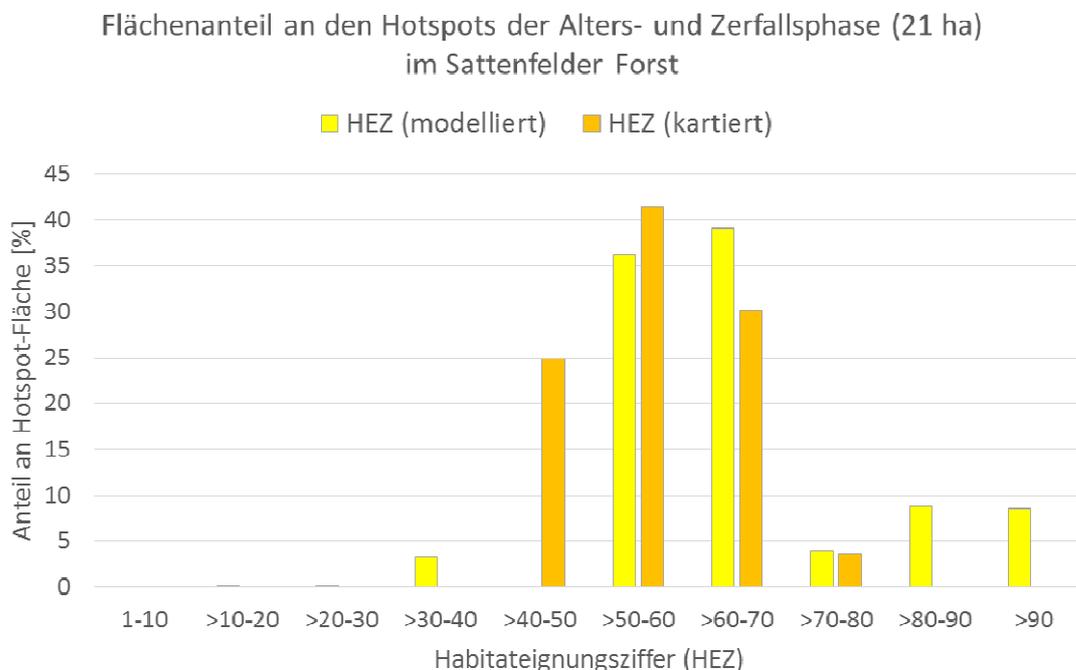


Abbildung 34: Sattenfelder Forst: Relative flächenbezogene Anteile (in 10er-Stufen) der modellierten Habitateignungsziffer HEZ_{mod} und der aus der Geländekartierung abgeleiteten Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} an der Gesamtfläche (21 ha) der Hotspots der Alters- und Zerfallsphase.

Flächenanteil an den Hotspots der Extremstandorte (6 ha) im Sattenfelder Forst

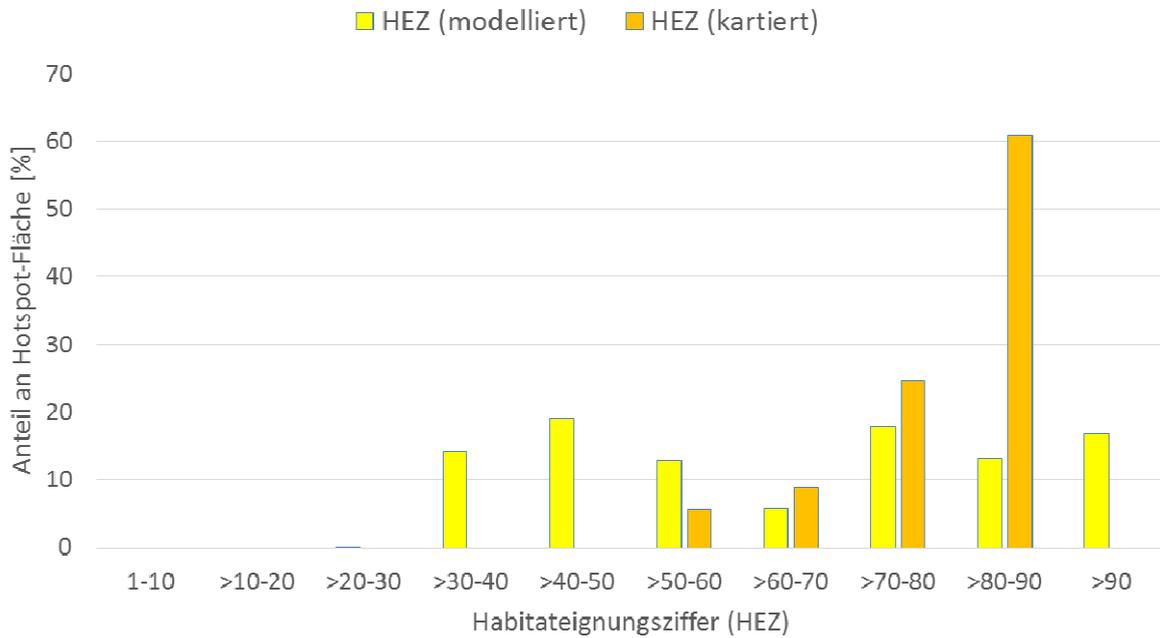


Abbildung 35: Sattenfelder Forst: Relative flächenbezogene Anteile (in 10er-Stufen) der modellierten Habitatanzignungsziffer HEZ_{mod} und der aus der Geländekartierung abgeleiteten Habitatanzignungsziffer HEZ_{Kart} an der Gesamtfläche (6 ha) der Hotspots der Extremstandorte.

3.2.3.4. Gemeinsame Schlussbereitung

Am 22. und 23. Juni 2015 erfolgte eine gemeinsame Bereisung der kartierten Waldbestände, an der neben dem Kartierer Hjalmar Thiel die Projektmitarbeiter Falko Engel, Dr. Andreas Mölder und Dr. Marcus Schmidt teilnahmen. Sowohl im Luhnstedter Gehege als auch im Sattenfelder Forst wurden gezielt solche Bereiche begangen, in denen es entweder sehr gute Übereinstimmungen oder aber – was nur selten vorkam – große Unterschiede zwischen Einstufung eines Bestandes als „Hotspot“ oder „nicht-Hotspot“ durch den Kartierer und der modellierten Habitateignung gibt. Dabei wurde festgestellt, dass sich die Unterschiede fast ausnahmslos durch Unschärfen in der Datengrundlage erklären lassen, die der Habitatmodellierung zugrunde lagen. So gab es insbesondere im Sattenfelder Forst Bestandessituationen, bei denen wenige sehr alte Eichen am Rande einer Unterfläche der Forsteinrichtung standen und so das für die Habitatmodellierung der Alters- und Zerfallsphase sehr relevante maximale Baumalter (Kap. 3.1.1) hinsichtlich der gesamten, ansonsten jüngeren Unterfläche heraufsetzten. Ein anderer Forsteinrichter hätte hier vielleicht zwei Unterflächen ausgewiesen. Im östlichen Randbereich des Luhnstedter Gehege fanden sich in einem Bestand, der eine hohe modellierte Habitateignung hinsichtlich der Alters- und Zerfallsphase aufwies, Relikte von Rabattengräben, die auf eine Wiesenaufforstung hindeuteten. Tatsächlich zeigte die Überprüfung von historischen Karten, dass dieser Bereich im späten 19. Jahrhundert aufgeforstet worden war. Fälschlicherweise wurde er aber bei der Erfassung der Altwälder innerhalb der SHLF als historisch alter Waldstandort ausgewiesen, was das Ergebnis der Habitatmodellierung maßgeblich mitbeeinflusste und an dieser Stelle verfälschte.

Vor Ort wurde auch die Frage diskutiert, wie bei der Kartierung mit strukturreichen Habitatbaumgruppen umzugehen sei, die kleiner als die Hotspot-Mindest erfassungsgröße von 0,3 ha sind und die inselartig in größeren Beständen liegen. Dieser Fall trat vor allem im Sattenfelder Forst auf, während sich die Größe der kartierten Hotspots im Luhnstedter Gehege klar über der Erfassungsschwelle bewegte. Als eine sinnvolle Lösung wurde erachtet, nach Möglichkeit einen Bestand inkl. mehrerer Habitatbaumgruppen als Hotspot im Sinne einer Nachhaltigkeitseinheit wertgebender Strukturen zu betrachten, wobei sich dieser Bestand gem. Kap. 3.2.2.2 aufgrund „seiner Ausstattung mit Strukturelementen und Indikatorarten deutlich von seinem Umfeld absetzen“ sollte. Zu berücksichtigen ist, dass ein solcher Hotspot immer eine geringere Habitateignungsziffer HEZ_{Kart} aufweisen wird als ein Bestand mit einer höheren Dichte an wertgebenden Strukturen.

3.2.4 Schlussfolgerungen

Die Auswertungen zeigen, dass mit dem neu entwickelten Kartierverfahren naturschutzfachlich wertvolle Flächen bzw. Hotspots auch bei denkbar schlechter Datengrundlage mit einer zufriedenstellend hohen Treffsicherheit identifiziert werden können. Insbesondere Expertenbefragungen und die Verwendung von historischen Karten dürften die Treffsicherheit und Effektivität des Verfahrens weiter verbessern. Von der Festlegung eines Schwellenwertes bzgl. der aus der Kartierung berechneten Habitateignungsziffer (HEZ_{Kart}), ab dem ein Bestand als „Hotspot“ angesprochen werden kann (z.B. $HEZ_{\text{Kart}} = 75$), sollte abgesehen werden. Ein solcher Schwellenwert würde die Gefahr mit sich bringen, dass Waldbestände mit natürlicherweise gering ausgeprägten Strukturelementen (z.B. schwachwüchsige Buchenbestände auf sehr armen Geest-Standorten) fälschlicherweise nicht als Hotspots angesprochen werden, obwohl sie für den Naturschutz von großer Bedeutung sind. Generell ist es anzuraten, die Ergebnisse der Habitatmodellierung im Gelände stichprobenhaft mit dem Kartierverfahren zu überprüfen, um die Güte der Modellierung verifizieren zu können. Gleichzeitig können die Ergebnisse der Habitatmodellierung als Maßstab dienen, um die Ergebnisse der Geländekartierung zu bewerten.

3.3 Teilziel C: Systematische Schutzgebietsplanung und Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Hotspots

3.3.1 Systematische Schutzgebietsplanung

3.3.1.1 Einleitung

Schutzgebiete dienen grundsätzlich der Trennung von Elementen der Biodiversität (Schutzgüter) und Prozessen, die eine Gefährdung für diese Schutzgüter darstellen. Um dies zu gewährleisten ist die repräsentative Abdeckung des vollen Umfangs der Biodiversität in einer spezifischen Region durch Schutzgebiete notwendig (Margules & Pressey, 2000).

Der gesamte Prozess der systematischen Schutzgebietsplanung beinhaltet nach Margules & Pressey (2000) folgende Schritte:

1. Daten zu Schutzgütern zusammenstellen
2. Schutzziele definieren
3. Bestehende Schutzgebietssysteme analysieren
4. Zusätzliche Schutzgebiete auswählen
5. Maßnahmen implementieren
6. Vorteilhafte Ausprägung der Schutzgüter erhalten

Für Teile des Planungsprozesses stehen unterschiedliche Methoden und Softwareimplementationen zur Verfügung (Sarkar et al., 2006). Es handelt sich dabei um Optimierungsprozesse, die gewährleisten sollen, dass naturschutzfachliche Zielsetzungen kosteneffizient umgesetzt werden können (Wilson et al., 2009).

Im Folgenden wird das Vorgehen zur systematischen Ergänzung der bestehenden Schutzgebietskulisse der Naturwälder im Schleswig-Holsteinischen Landeswald dargestellt. Es handelt sich bei der Auswertung somit ausschließlich um Flächen, die mit der Maßnahme „Prozessschutz“ belegt sind oder belegt werden sollen.

3.3.1.2 Material und Methoden

Schutzgüter

Als Schutzgüter im Sinne von Schritt 1 werden sowohl die in Abschnitt 3.1 identifizierten und für den Prozessschutz geeigneten Hotspots der Alters- und Zerfallsphase und der Extremstandorte als auch die natürlichen Waldtypen betrachtet. Die natürlichen Waldtypen basieren auf der Karte der potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) (Dierßen & Breuer, unveröffentlicht; **Abbildung 36**) und stellen eine vereinfachte Gruppierung der pnV-Einheiten dar (**Tabelle 20**). Sie bilden die standörtliche Variabilität in Schleswig-Holstein im Sinne von Vegetationsformen ab, die sich natürlicherweise ohne Einflussnahme des Menschen entwi-

ckeln würde. Mit der Optimierung der Schutzgebietskulisse wird eine repräsentative Abdeckung aller natürlichen Waldtypen innerhalb der Naturwälder angestrebt.

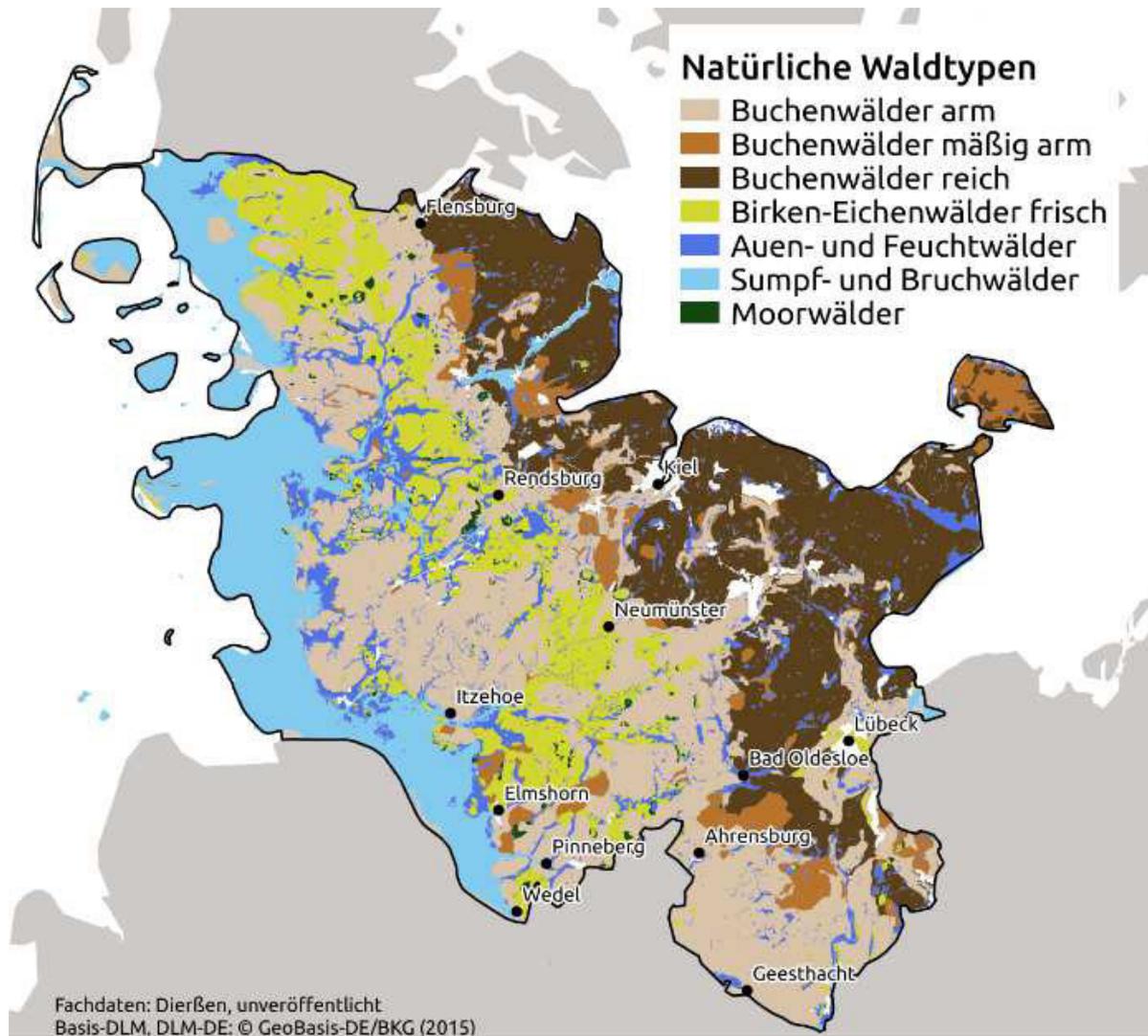


Abbildung 36: Räumliche Verteilung der aus der Karte der potenziellen natürlichen Vegetation (Dierßen & Breuer, unveröffentlicht) abgeleiteten natürlichen Waldtypen in Schleswig-Holstein.

Kosten / Planungseinheiten

Eines der grundlegenden Konzepte der systematischen Schutzgebietsplanung ist die Identifizierung ressourceneffizienter Handlungsoptionen bei der Umsetzung naturschutzfachlicher Ziele. Im Zuge der Optimierung einer Schutzgebietskulisse spielen dabei die ökonomischen Kosten je Planungseinheit (PE) eine zentrale Rolle. Als Planungseinheiten werden die forstlichen Abteilungen verwendet, welche im Schleswig-Holsteinischen Landeswald eine mittlere Flächengröße von 12 ha aufweisen.

Tabelle 20: Zuordnung von Grundeinheiten der Karte der potenziellen natürlichen Vegetation (Dierßen & Breuer, unveröffentlicht) zu natürlichen Waldtypen.

natürlicher Waldtyp	pnV-Einheiten
Buchenwälder arm	<ul style="list-style-type: none"> • Feuchter Drahtschmielen-Buchenwald, örtl. Übergänge oder im Wechsel mit Birken-Stieleichenwald • Trockener Drahtschmielen-Buchenwald im Übergang zum trockenen Birken-Eichenwald
Buchenwälder mäßig arm	<ul style="list-style-type: none"> • Flattergras-Buchenwald in Übergängen oder im Wechsel mit Eschen-Buchenwald • Waldmeister-Buchenwald und Flattergras-Buchenwald in kleinflächigem Wechsel
Buchenwälder reich	<ul style="list-style-type: none"> • Waldmeister-Buchenwald • Waldmeister-Buchenwald in Übergängen oder im Wechsel mit Eschen-Buchenwald
Birken-Eichenwälder frisch	<ul style="list-style-type: none"> • Erlen-Stieleichenwald, teils feuchter Birken-Stieleichenwald • Feuchter Birken-Stieleichenwald, stellenweise mit Erle
Auen- und Feuchtwälder	<ul style="list-style-type: none"> • Erlen-Eschenwald, stellenweise Erlenbruchwald
Sumpf- und Bruchwälder	<ul style="list-style-type: none"> • Giersch-Eichen-Eschenwald • Rohrglanzgras-Eichen-Eschen-Wald, stellenweise Giersch-Eichen-Eschenwald
Moorwälder	<ul style="list-style-type: none"> • Hochmoor-Vegetationskomplex (Pflanzengesellschaften entwässerter, kultivierter, oder – sehr selten – lebender Hochmoore), zumeist Birkenbruchwald

In vielen Fällen wird mangels einer substanziellen Datengrundlage als Substitut für Kosten lediglich die Flächengröße der einzelnen Planungseinheiten verwendet (Naidoo et al., 2006). Hierbei liegt die Annahme zu Grunde, dass größere Flächen teurer sind bzw. mehr Kosten verursachen als kleinere Flächen.

Im vorliegenden Projekt konnten im Gegensatz dazu auf der Grundlage von Forsteinrichtungsdaten für jede Planungseinheit vereinfachte ökonomische Kosten im Sinne einer baumartengruppen- und standortbezogenen Kalkulation unter der Annahme mittlerer Holzpreise berechnet werden (Formel 1).

$$W_{PE} = dgz_{\max BaGrp} \times \text{€/fm}_{BaGrp} \times a_{PE}$$

Formel 1

wobei:

W_{PE}	Wert je Planungseinheit in Euro
$dgz_{\max BaGrp}$:	Leistungsfähigkeit der Hauptbaumartengruppe auf dem jeweiligen Standort als maximaler durchschnittlicher Gesamtzuwachs in Festmetern (Leistungsklasse)
€/fm_{BaGrp}	gutachterlicher mittlerer Holzpreis für die Hauptbaumartengruppen in Euro pro Festmeter
a_{PE}	Fläche der Planungseinheit in Hektar

In zukünftigen Planungsprozessen könnte der ökonomische Abgleich allerdings noch weiter optimiert werden, indem beispielsweise der Walderwartungswert für die Planungseinheiten

berechnet wird. Der Walderwartungswert berücksichtigt zusätzlich das aktuelle Alter der Bestände sowie Kosten für Bestandesbegründung, -pflege und Ernte sowie eine Verzinsung (Brabänder, 1995).

Außengrenzen / Kompaktheit

Die Länge der Außengrenzen aller Planungseinheiten dient als Kompaktheitsmaß. Bei der Verwendung von individuell geformten PEs, wie den forstlichen Abteilungen (im Gegensatz zu regelmäßigen Rasterzellen), liegt dieser Größe eine technisch anspruchsvolle Analyse der Nachbarschaftsverhältnisse zwischen den einzelnen PEs zu Grunde. Diese kann mit Hilfe von Geo-Software durchgeführt werden, die Funktionalitäten für die Beschreibung der sogenannten Topologie vorsieht.

Lückenanalyse

Schutzgebiete sollten eine repräsentative Abdeckung des vollen Umfangs der Biodiversität in einer spezifischen Region gewährleisten (Margules & Pressey, 2000). Die Lückenanalyse dient der Identifizierung von Repräsentanzlücken im bestehenden System der Schutzgebiete. Als Surrogat für die vollständige Variabilität der Biodiversität werden die beschriebenen natürlichen Waldtypen verwendet. Die Lückenanalyse basiert auf dem Vergleich der Anteile der einzelnen natürlichen Waldtypen im gesamten Landeswald mit den Anteilen innerhalb der aktuell bestehenden Naturwälder. Der sogenannte Proportionalitätsquotienten (PQ, Formel 2) zeigt an, ob ein bestimmter natürlicher Waldtyp (nwt) im betrachteten Schutzgebietssystem unter-, proportional oder überrepräsentiert ist. Die Ergänzung einer bestehenden Schutzgebietskulisse auf der Grundlage einer Lückenanalyse orientiert sich an einem weiteren Grundgedanken der systematischen Schutzgebietsplanung, der Komplementarität.

$$PQ_{nwt} = \frac{antSG_{nwt}}{antREF_{nwt}}$$

Formel 2

wobei:

PQ_{nwt}	Proportionalitätsquotient eines natürlichen Waldtyps (NWT)
$antSG_{nwt}$	Anteil des NWT innerhalb der Schutzgebietskulisse
$antREF_{nwt}$	Anteil des NWT auf der gesamten Referenzfläche (z. B. Landeswald)

Flächenauswahl

Innerhalb der systematischen Schutzgebietsplanung nimmt die konkrete Auswahl (*spatial prioritization*) von Flächen für eine optimierte Kulisse eine zentrale Rolle ein. Es existiert verschiedene Möglichkeiten sich dieser Fragen rechnerisch zu nähern (vgl. Sarkar et al., 2006). In diesem Projekt wird für die Identifizierung von Flächen im Sinne einer optimalen Erweite-

rung der bestehenden Naturwälder die Software Marxan verwendet. Marxan wurde entwickelt, um Lösungen für das sogenannte „*minimum set reserve design problem*“ zu errechnen, welches für die Auswahl eines geringstmöglichen Flächenumfangs bei gleichzeitiger Abdeckung aller definierten Schutzgüter steht. Softwarepaketen wie Marxan ermöglichen Planern die Identifizierung von effizienten Flächenkulissen, welche vordefinierten Zielen bei gleichzeitiger Minimierung der Kosten genügen (Ball et. al, 2009).

Die Optimierung der Flächenauswahl basiert auf der Minimierung der sogenannten *objective function* (Formel 3). Diese beinhaltet neben Kosten auch ein optionales Kompaktheitsmaß (Länge der Außengrenzen) und einen Strafterm für nicht erreichte Ziele der verschiedenen Schutzgüter. Als weiteres optionales Element kann eine Kostenobergrenze angegeben werden. Die Zielwerte für die Schutzgüter (in Hektar) werden in diesem Projekt auf der Grundlage der Lückenanalyse gesetzt (vgl. Kap. 3.3.1.3).

$$\sum_{PEs} \text{Kosten} + \sum_{PEs} \text{Außengrenzen} + \sum_{\text{Schutzgüter}} \text{Strafterm nicht erreichte Ziele} \quad \text{Formel 3}$$

wobei:

PEs: Planungseinheiten

Im Programmablauf wird eine zuvor festgelegte Anzahl an Wiederholungen (in diesem Projekt: 5.000) durchgeführt, bei der jedes Mal eine modifizierte Zusammenstellung an Planungseinheiten betrachtet, und die *objective function* berechnet wird. Die Zusammenstellung mit dem niedrigsten Ergebnis der Funktion stellt die sogenannte „beste Kulisse“ dar.

3.3.1.3 Ergebnisse

Repräsentanzlücken

Aus der Lückenanalyse der bestehenden Naturwälder im Landeswald Schleswig-Holsteins ergeben sich die in **Tabelle 21** dargestellten Proportionalitätsquotienten (PQ), wobei ein PQ von 1 eine proportionale Abbildung des Schutzgutes darstellt. Die leicht (gelb hinterlegt) und deutlich (rot hinterlegt) unterrepräsentierten natürlichen Waldtypen stellen die identifizierten Lücken dar. Die Wahl der entsprechenden PQ-Grenzwerte wurde hierbei gutachterlich gesetzt.

Die durchgeführte Lückenanalyse zeigt, dass die natürlichen Waldtypen „Birken-Eichenwälder frisch“ und „Moorwälder“ deutlich, und die „Buchenwälder arm“ in der Kulisse der Naturwälder leicht unterrepräsentiert sind. Wie in **Tabelle 21** dargestellt, kann die Lü-

ckenanalyse nach Regionen (hier die Geest und das Hügelland) differenziert werden. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich jedoch zunächst auf den gesamten Landeswald.

Tabelle 21: Proportionalitätsquotienten (PQ) der natürlichen Waldtypen im gesamten Landeswald und stratifiziert nach Regionen. Rot hinterlegt: $PQ < 0,8$ = deutlich unterrepräsentiert, gelb hinterlegt: $0,8 \geq PQ < 1$ = leicht unterrepräsentiert.

Natürlicher Waldtyp	Anteil im Landeswald [%]	Proportionalitätsquotient		
		Landeswald insgesamt	Geest	Hügelland
Buchenwälder arm	55,0	0,8	1,1	0,8
Buchenwälder mäßig arm	5,7	1,1	2,2	0,7
Buchenwälder reich	18,2	1,6	–	1,0
Birken-Eichenwälder frisch	16,2	0,5	0,6	1,8
Auen- und Feuchtwälder	3,0	2,9	2,0	2,8
Sumpf- und Bruchwälder	1,1	1,5	13,7	–
Moorwälder	0,6	0,4	0,6	–

Die Ergebnisse der Lückenanalyse werden als Grundlage für die Definition von Zielgrößen der Schutzgüter verwendet. Unter der Annahme, dass zusätzlich zu den bestehenden Naturwäldern weiter 800 ha neue Prozessschutzflächen gesucht werden, wird dieser Flächenumfang anteilig auf die als unterrepräsentiert identifizierten natürlichen Waldtypen verteilt (**Tabelle 22**). Eine optimale Ergänzung der Naturwälder bzw. die bestmögliche Lösung ist somit eine Kulisse, die bei kleinstmöglichen Kosten und größtmöglicher Kompaktheit die identifizierten Lücken schießt.

Zusätzlich zum Lückenschluss können weitere Ziele, wie die Berücksichtigung von bestimmten, besonders wertvollen Bereichen wie Hotspots der Biodiversität (oder anderer Flächen aus z. B. Biotopkartierungen oder Expertenvorschlägen) definiert werden. Die optimale Lösung beinhaltet nun idealerweise alle für den Lückenschluss benötigten Flächen, auf denen gleichzeitig die definierten Ziele für die Vorrangflächen erreicht werden.

Tabelle 22: Zielgrößen der Schutzgüter „natürlicher Waldtyp“ und „Vorrangflächen“ für den optimierten Auswahlprozess von Ergänzungsflächen in Marxan.

Zielgröße		Fläche [ha]
Natürlicher Waldtyp	Buchenwald arm	493
	Birken-Eichenwälder frisch	294
	Moorwälder	13
Vorrangflächen	Hotspots AuZ Prozessschutz	200
	Hotspots Extremstandorte	200

Optimale Kulisse und Auswahlwahrscheinlichkeit

Die Hauptergebnisse der Optimierung sind die sogenannte „beste Kulisse“ und die „Auswahlwahrscheinlichkeit“ (**Abbildung 37**). Die beste Kulisse beinhaltet hierbei die rechnerisch günstigste Lösung aller Iterationen, die im Zuge der Minimierung der *objective function* gerechnet wurden. Die Auswahlwahrscheinlichkeit einer Planungseinheit gibt an, wie häufig sie in den Läufen Teil der Lösung war. Besonders häufig ausgewählte Flächen nehmen somit offensichtlich eine Schlüsselrolle bei der Erstellung einer optimalen Kulisse ein.

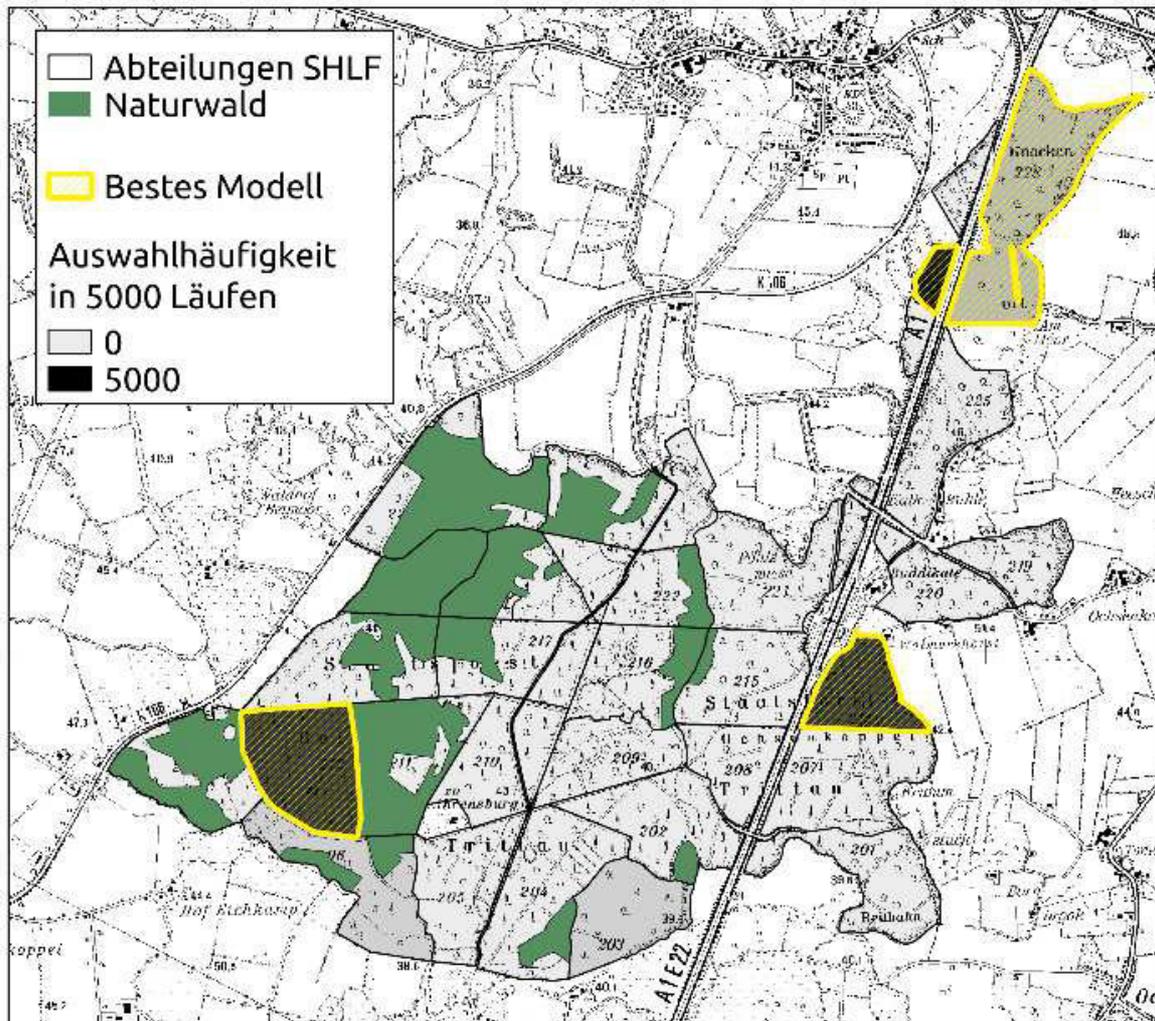


Abbildung 37: Ergebnis des optimierten Auswahlprozess von Ergänzungsflächen in Marxan (Ausschnitt): Flächen des „besten Modells“ (gelb umrandet) und Auswahlwahrscheinlichkeit (grau schattiert).

Zur Veranschaulichung der Arbeitsweise des Optimierungsalgorithmus können beispielhaft Flächen der besten Kulisse hinsichtlich der vorhandenen Ausprägungen der Eingangsgrößen betrachtet werden (**Abbildung 38**). Hierbei wird bestätigt, dass häufig Hotspots beider Arten, und tendenziell ökonomisch günstigere Flächen ausgewählt wurden. Es wird auch deutlich, dass die in den Zielen definierten natürlichen Waldtypen zwar überwiegend ausgewählt wurden, es aber offensichtlich Fälle gibt, in denen auch Anteile andere Waldtypen in den ausge-

wählten Flächen vorhanden sind. Somit ist klar, dass die vorliegende beste Kulisse mehr absolute Fläche als die ursprünglich definierten 800 ha beinhalten muss. Nicht alle Ziele können sich immer auf der rechnerisch kleinsten Fläche realisieren lassen, da die räumliche Verteilung der verschiedenen Schutzgüter dies häufig nicht zulässt. Es stehen allerdings verschiedene Möglichkeiten innerhalb der Optimierungssoftware bereit, um die Lösungsberechnung zu steuern, wie das Setzen von Prioritäten für einzelne Schutzziele oder die Definition von Kostenobergrenzen.

Die beste Kulisse beinhaltet in dieser Studie rund 1.130 ha und damit gut 300 ha mehr als die ursprünglich angestrebten 800 ha.

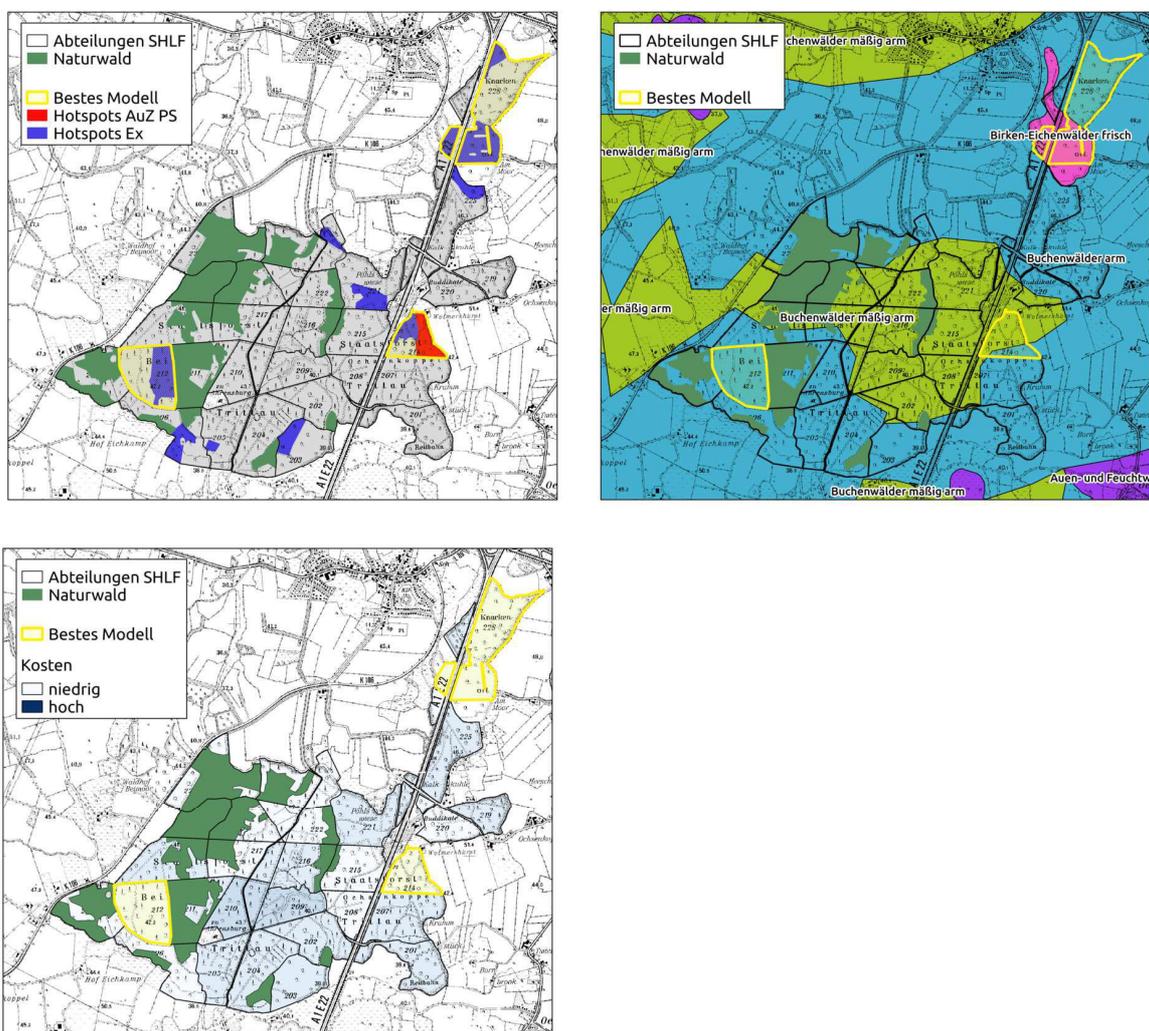


Abbildung 38: Repräsentation der in den Optimierungsprozess eingegangenen Größen „Vorrangflächen (Hotspots)“, „natürlicher Waldtyp“ und „Kosten“ auf den Flächen der besten Kulisse (Ausschnitt).

(Prendergast et al., 1999). Auch für den europäischen und deutschen Raum (DRL, 2002; Gaston et al., 2008) und den forstlichen Bereich (Mikusiński et al., 2007; Culmsee et al., 2014; Meyer & Engel, 2016) wurde bereits ein Defizit an systematischen Planungsansätzen im Naturschutz erkannt.

Neben der objektivierten Ableitung von Naturschutzzieleen scheint insbesondere die direkte Integration von ökonomischen Kosten in den räumlich expliziten Planungsprozess vielversprechend. Das Instrument der systematischen Schutzgebietsplanung könnte geeignet sein, um konstruktive Lösungsvorschläge für den anhaltenden Konflikt konkurrierender Waldfunktionen (Plachter & Becker, 2000) zu machen. Die Integration von ökonomischen Kosten in den Planungsprozess von Schutzgebieten wird bisher jedoch meist vernachlässigt, obwohl Studien existieren, die die positiven Effekte einer Berücksichtigung von Kosten beschreiben (Ando et al., 1998; Naidoo et al. 2006).

Die Ergebnisse einer systematischen Schutzgebietsplanung, insbesondere die konkreten Flächenvorschläge, sollten jedoch nur als Diskussionsgrundlage für Entscheidungsträger genutzt werden (Ball et al., 2009).

So kann auch darüber diskutiert werden, ob in einem Schutzgebietssystem alle Biotoptypen linear proportional vertreten sein sollten. Dabei ist es denkbar, dass hinsichtlich seltener Biotoptypen mit speziellen ökologischen Nischen für seltene oder bedrohte Arten ein höherer Anteil gesichert werden könnte. Ebenso kann es die Überlegung geben, dass in Regionen mit einer besonderen Verantwortung für einen Biotoptyp größere Anstrengungen zu dessen Schutz unternommen werden.

Um bestmögliche Ergebnisse zu erzielen, sollten die Datengrundlagen weiter verbessert werden. Es stehen bereits sehr detaillierte Daten zur Verfügung, die im Rahmen einer systematischen Schutzgebietsplanung genutzt bzw. in Wert gesetzt werden können. Ohne die Daten der Forsteinrichtung und die sehr umfangreichen Artkartierungen wäre eine Identifizierung von Vorrangflächen mit den in Kapitel 3.1 beschriebenen Methoden nur bedingt möglich gewesen. Trotz allem würden ein höherer Detailgrad der Karte der potenziellen natürlichen Vegetation sowie eine höhere Lagegenauigkeit der Artfunde zu verbesserten Ergebnissen sowohl der Habitatmodellierung als auch der Schutzgebietsoptimierung führen.

3.3.2 Ausblick: Maßnahmen zur Erhaltung und Entwicklung von Hotspots

Wie im Kapitel 2 dargelegt wurde, besagt die Hotspot-Strategie, dass eine Vielzahl von Arten auf vergleichsweise wenig Fläche und dort besonders effektiv mit den geringen hierfür zur Verfügung stehenden Mitteln bewahrt werden kann. Deshalb sollten Schutzbemühungen im Wald vor allem dort ansetzen, wo eine größtmögliche Wirksamkeit zu erwarten ist (Meyer et al., 2009). Für die Umsetzung der Hotspot-Strategie in einem Forstbetrieb bedeutet das konkret, dass ein Ausgleich zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen hergestellt werden muss. Hierzu ist eine systematische und objektivierte Flächenauswahl notwendig, wie sie in den vorhergehenden Kapiteln beschrieben wurde.

Dabei ist Hotspot-Schutz nicht gleichbedeutend mit Nutzungsverzicht und Prozessschutz, wie im Kapitel 3.1.1.5 und von Mölder et al. (2015) dargelegt wird. Insbesondere der allergrößte Teil der Eichenwald-Lebensraumtypen in Schleswig-Holstein bedarf regelmäßiger forstlicher Eingriffe im Sinne von „Schutz durch Nutzung“. Unterbleibt nämlich die Bewirtschaftung von Eichenwäldern, so erlangen auf den meisten Standorten konkurrenzstärkere Baumarten, zumeist die Buche, langfristig die Dominanz und die Eiche wird verdrängt und ausgedunkelt (Rohner et al., 2012; Meyer et al. 2016; Mölder et al., 2016). Aus diesen Gründen muss zwischen „Prozessschutz-Hotspots“ (**Abbildung 40**) und „Management-Hotspots“ (**Abbildung 41**) unterschieden werden.

Die Lebensraumtypen der Eichenwälder stellen dabei fast ausschließlich Management-Hotspots dar, in denen die Habitatkontinuität durch waldbauliche Maßnahmen erhalten werden muss. Hier erscheint etwa die Bildung von „ökologischen Nachhaltigkeitseinheiten“ sinnvoll, also die zielgerichtete Entwicklung von jungen und mittelalten Eichenbeständen im Umfeld von bestehenden Hotspots, die im Alter als geeigneter Lebensraum dienen können. Jedoch wurden bisher noch keine forstlich wie naturschutzfachlich akzeptierten Konzepte zum generationenübergreifenden Erhalt von Eichenwäldern entwickelt. Das 2015 begonnene DBU-Projekt „QuerCon – Dauerhafte Sicherung der Habitatkontinuität von Eichenwäldern“ soll diese Wissenslücke schließen. Insbesondere sollen der forstlichen Praxis und dem Naturschutz Wege aufgezeigt werden, wie sich der naturschutzfachliche Wert von Eichenwäldern dauerhaft erhalten lässt, ohne den ökonomischen Erfolg der Eichenwirtschaft wesentlich zu beeinträchtigen. Hierzu soll in Nordwestdeutschland (Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt, Hessen) die zentrale Hypothese überprüft werden, dass sich die Habitatkontinuität von Eichenwäldern langfristig und auf größerer Fläche nur durch eine zielgerichtete waldbauliche Steuerung sichern lässt (Mölder et al. 2016) soll.

Zu den Prozessschutz-Hotspots können insbesondere naturnahe Ausprägungen von Lebensraumtypen der Buchenwälder und Feuchtwälder gerechnet werden (vgl. Romahn 2015). Prozessschutz-Hotspots sollten gemäß der „Betriebsanweisung Naturwald“ der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten behandelt werden, die einen Maßnahmenkatalog enthält (SHLF, 2013). Hinsichtlich der Hotspots der Waldbiotope auf Extremstandorten kann es erforderlich sein, Maßnahmen zur Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushaltes durchzuführen (vgl. Romahn 2015).

Insgesamt 16 Naturwaldgebiete in Schleswig-Holstein werden als „Naturwald-Forschungsflächen“ von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt langfristig und systematisch erforscht. Diese Naturwaldforschungsflächen werden seit 2013 nach und nach mit einem permanenten Stichprobennetz versehen und inventarisiert. Die gewonnenen Daten und Ergebnisse der Forschung fließen in Handlungsanweisungen und Empfehlungen für die Forstwirtschaft und den Naturschutz sowie in Publikationen ein oder beantworten konkrete Fragen aus der Praxis (Bohnens et al., 2014).

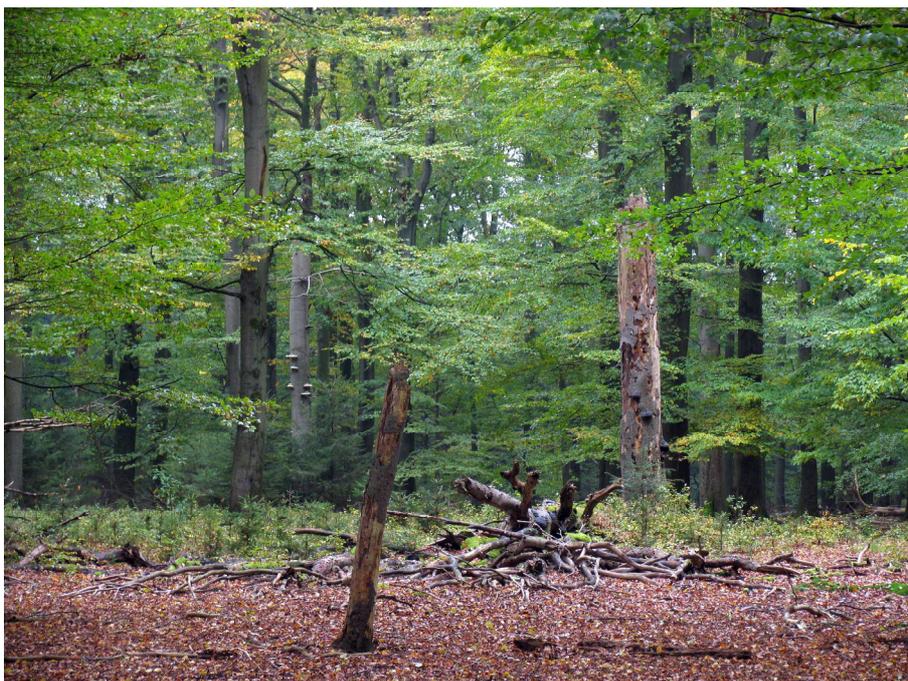


Abbildung 40: Beispiel eines Buchennaturwaldes als „Prozessschutz-Hotspot“ in Schleswig-Holstein (Luhnstedter Gehege, Kreis Rendsburg-Eckernförde). Foto: Marcus Schmidt

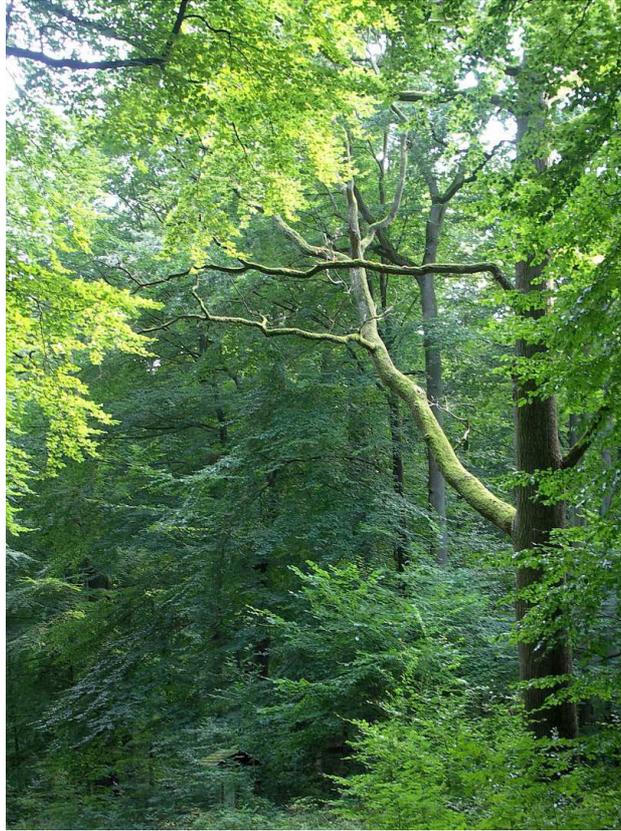


Abbildung 41: Beispiel eines Buchen-Eichen-Waldes als „Management-Hotspot“ in Schleswig-Holstein (Sattenfelder Forst, Kreis Stormarn). Foto: Andreas Mölder

3.4 Verbreitung seltener xylobionter Käfer in Schleswig-Holstein

Bei den Auswertungen der Funddaten zu den xylobionten Käfern stellte sich heraus, dass der Großteil der Funddaten aus Waldgebieten außerhalb der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten stammte. Auch Indikatorarten naturschutzfachlich besonders wertvoller Bestandesstrukturen fanden sich häufiger außerhalb der SHLF. Dies gab Anlass zu der wichtigen Frage, worin dieses Ungleichgewicht begründet liegt. Eine besitzartabhängige Flächenauswahl schied als Begründung aus, da die Eigentumsverhältnisse der Waldbestände bei der Datenerfassung keine Rolle spielten. Wichtig waren in erster Linie Habitatstrukturen, die das Vorkommen von Käfern erwarten ließen.

Der Grund für die gravierenden Unterschiede zwischen dem Landeswald und den übrigen Waldgebieten ist die unterschiedliche Bewirtschaftungsgeschichte. Dies ist das Ergebnis unserer Forschungsarbeit, die zusammen mit Stephan Gürlich vom Verein für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V. unter dem Titel „Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur“ in der Fachzeitschrift „Forstarchiv“ publiziert wurde (Mölder et al. 2014).

4. Kommunikation der Projektinhalte

4.1 Im Jahr 2013

Am **25. Januar 2013** hielt Dr. Andreas Mölder im Rahmen des Winterprogramms des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V. den Vortrag „Identifizierung und Schutz von Waldbeständen mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität - Ein Projekt der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt in Zusammenarbeit mit den Schleswig-Holsteinischen Landesforsten.“ Dabei wurden das Projekt und seine Ziele detailliert vorgestellt, insbesondere hinsichtlich einer möglichen Auswertung von Daten zu Käferfunden in Schleswig-Holstein aus dem Besitz des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg. Dieser Verein ist heute ein Zusammenschluss norddeutscher Entomologen mit dem Ziel der Erforschung, Dokumentation und Erhaltung der Insektenfauna Norddeutschlands. Im Anschluss an die Vortragsveranstaltung in Hamburg entstand eine enge Zusammenarbeit zwischen dem Vereinsvorsitzenden Stephan Gürlich und den Projektbearbeitern an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Dabei wurden für das Projekt umfangreiche Funddaten zu xylobionten Käfern in Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt und aufbereitet, die unter anderem als eine Grundlage für die aktuell im Begutachtungsprozess befindliche Publikation „Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur“ dienen (siehe Kap. 3.3).

Am **13. März 2013** stellte Dr. Andreas Mölder das Projekt im Rahmen des Drittmittel- und Doktorandenseminars der Abteilung Waldwachstum an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt vor. Dabei wurden Methoden und erste Ergebnisse mit den Kollegen diskutiert.

Am **12. Juni 2013** fand in den Räumlichkeiten der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten in Neumünster das 2. Treffen der Projektbegleitenden Arbeitsgruppe (PAG) statt.

Am **16. und 17. September 2012** fand in Münsingen auf der Schwäbischen Alb die Jahrestagung der Sektion Waldbau im Verband der Deutschen Forstlichen Forschungsanstalten statt. Im Rahmen des Themenschwerpunktes „Schutz und Förderung von Biodiversität im Wirtschaftswald“ stellte Dr. Andreas Mölder im Vortrag „Identifizierung und Schutz von Biodiversitätszentren in den Schleswig-Holsteinischen Landesforsten“ das Projekt, seine Ziele und Ergebnisse vor.

Vom **29. September bis zum 2. Oktober 2013** war Dr. Andreas Mölder auf Einladung der Tschechischen Akademie der Wissenschaften (Institut für Botanik, Abteilung Vegetationsökologie) zu Gast in Brünn. Die Reise und der Aufenthalt wurden finanziert aus Mitteln des EU-Projektes „Implementierung von Wissenschaft und Forschung in die Ausbildung“ („Implementace vědy a výzkumu do výuky“, Reg.-Nr. CZ.1.07/2.2.00/28.0305). Im Rahmen dieses EU-Projektes hielt Dr. Andreas Mölder am **30. September 2013** an der Fakultät für Forstwissenschaften und Holztechnologie der Brünner Mendel-Universität den einstündigen Vortrag „Identification and protection of forest stands that are especially important for biodiversity conservation: Results and implications from Northern Germany“. Daran schloss sich eine lebhafte Diskussion mit den anwesenden Wissenschaftlern und Studenten an. Dabei wurde deutlich, dass das Biodiversitätszentren-Projekt ein auch in der Tschechischen Republik sehr aktuelles Thema von hoher Relevanz für die forstliche Praxis und die Naturschutzpraxis aufgreift. Die übrige Zeit des Aufenthaltes in Brünn wurde genutzt, um mit Wissenschaftlern der Abteilung Vegetationsökologie der Tschechischen Akademie der Wissenschaften Themen zu diskutieren, die auch für das Biodiversitätszentren-Projekt von großer Bedeutung sind. Hier sind vor allem die Auswirkungen einstiger Waldnutzungsformen auf die Biodiversität heutiger Wälder und die Entwicklung der Vegetation in Naturwaldreservaten zu nennen.

Am **21. November 2013** präsentierte Dr. Peter Meyer im Rahmen des „Herbstwaldgespräches“ der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald Projektergebnisse als Teil des Vortrages „Naturwälder in Deutschland und in Schleswig-Holstein – Status Quo und Perspektiven“.

4.2 Im Jahr 2014

Am **24. Januar 2013** hielten Dr. Andreas Mölder und Falko Engel im Rahmen des Winterprogramms des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V. einen Vortrag über „Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur“. Dabei wurden die Fortschritte und Ergebnisse im Projekt vorgestellt, die seit dem letzten Vortrag im gleichen Hause am 25. Januar 2013 erzielt werden konnten. Insbesondere wurde den Vereinsmitgliedern die gemeinsam mit Stephan Gürlich (Vorsitzender Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V.) des publizierte Arbeit „Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur“ (Mölder et al., 2014) vorgestellt. Darüber hinaus wurden methodische Fragestellungen hinsichtlich der Verwendung von Funddaten zu xylobionten Käfern im Rahmen der Habitatmodellierung (siehe Kap. 3.1.1.) diskutiert.

Am **12. Februar 2014** fand in den Räumlichkeiten der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten in Neumünster das 3. Treffen der Projektbegleitenden Arbeitsgruppe (PAG) statt.

Am **24. Februar 2014** fand im Bildungszentrum für Natur, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein in Flintbek die Informations- und Diskussionsveranstaltung „Workshop Naturwälder in Schleswig-Holstein“ statt, bei der vornehmlich die Neuausweisung von Naturwaldflächen in Schleswig-Holstein behandelt wurde (siehe Kap. 3.1.3.1). Im Rahmen dieser Veranstaltung wurden Projektergebnisse von Dr. Peter Meyer im Vortrag „Naturwälder in Schleswig-Holstein – Status Quo und Perspektiven“ vorgestellt.

Am **6. Mai 2014** fand im Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) in Kiel im Beisein von Margret Brahms (Leiterin der Abteilung 5: „Naturschutz, Forstwirtschaft, Jagd“ im MELUR) ein Treffen von Vertretern der NW-FVA, der SHLF und des LLUR statt, bei dem die konkrete Einbindung der Projektergebnisse in den laufenden Auswahlprozess von neuen Naturwaldflächen in Schleswig-Holstein besprochen wurde.

Am **22. Mai 2014** fand im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) in Flintbek ein Treffen statt (ebenfalls im Beisein von Margret Brahms), bei dem die unter 3.1.1 beschriebenen Biodiversitätszentren der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern, die sich als Prozessschutzflächen eignen, einzeln durchgesprochen und mit den Flächenvorschlägen des LLUR abgeglichen wurden. Letztere wurden im Nachgang vielfach geändert und angepasst.

Auf der Forstwissenschaftlichen Tagung, die vom **17. bis zum 20. September 2014** in Dresden und Tharandt unter dem Motto „Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung“ stattfand, wurden Projektergebnisse in zwei Vorträgen präsentiert. Zum einen von Falko Engel unter dem Titel „Identifizierung von Waldgebieten mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität“, zum anderen von Dr. Marcus Schmidt unter dem Titel „Gefäßpflanzen als Indikatoren alter Waldstandorte – Anwendungsperspektiven einer überregional gültigen Liste für das Nordwestdeutsche Tiefland“.

Vom **8. bis zum 12. September 2014** fand in Hildesheim die Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie unter dem Thema „Integrating ecological knowledge into nature conservation and ecosystem management“ statt. Dr. Andreas Mölder stellte Projektergebnisse im Vortrag „Identifying and protecting forest stands of special importance for biodiversity conservation: Results and implications from Northern Germany („Hotspots Project“)" vor.

4.3 Im Jahr 2015

Vom bis **31. August zum 4. September 2015** fand in Göttingen die Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie unter dem Thema „Ecology for a Sustainable Future“ statt. Dr. Andreas Mölder stellte Projektergebnisse im Vortrag “The distribution of endangered saproxylic beetles in Schleswig-Holstein (Northern Germany) as influenced by historic land use and land tenure patterns” vor.

4.4 Abschlussveranstaltung am 16. Oktober 2015

Am **16. Oktober 2015** fand die Abschlussveranstaltung des hier vorgestellten Projektes im Bildungszentrum für Natur, Umwelt und ländliche Räume (BNUR) in Flintbek bei Kiel statt. Auf der mit 80 Teilnehmern gut besuchten Tagung präsentierten die Mitarbeiter der NW-FVA, Dr. Andreas Mölder, Falko Engel und Dr. Peter Meyer, die Hauptergebnisse des Vorhabens. Der Leiter der NW-FVA, Prof. Dr. Hermann Spellmann, führte durch das Programm (siehe **Anhang 6**).

Zu Beginn gab Peter Meyer einen Überblick über die verschiedenen Strategien für den Schutz der Biodiversität in Wäldern (siehe 4.4.1). Als Lösung für Konflikte zwischen Schutz- und Nutzungszielen schlug er das Konzept einer differenzierten Landnutzung vor, bei der Vorrangflächen für Holzproduktion und Naturschutz mit einer insgesamt integrativ ausgestalteten Waldlandschaft kombiniert werden. Dr. Peter Meyer betonte den Wert einer systematischen Auswahl der Naturschutz-Vorrangflächen.

Die anschließend von Falko Engel und Dr. Andreas Mölder vorgestellten Hauptergebnisse des DBU-Vorhabens bieten, wie im vorliegenden Bericht dargestellt, Lösungswege für zwei wichtige Ziele des Waldnaturschutzes: Schutz der *Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern* sowie der gefährdeten *Waldbiotope auf extremen Standorten*. Folgende Naturschutzinstrumente wurden bis zur Praxisreife entwickelt und konnten im laufenden Prozess der Aufstockung der Naturwälder der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) erfolgreich eingesetzt werden:

- a. Verfahren zur Identifizierung von Hotspots der Biodiversität im Wald
- b. Kartierverfahren für die Naturnähe von Waldbeständen
- c. Entwicklung von Schutzkonzepten für Hotspots

Nach der lebhaften Diskussion der Projektergebnisse berichtete der Archäologe Dr. Volker Arnold über „celtic fields“ in den Altwäldern Schleswig-Holsteins. Hierbei handelt es sich um

Ackerflächen, die bereits vor der Zeit der Völkerwanderung angelegt wurden und sich anschließend wiederbewaldet haben.

Mit einem Impulsvortrag über das Potenzial einer systematischen Schutzgebietsplanung im Wald (siehe 4.4.2) leitete Dr. Peter Meyer zu einer Podiumsdiskussion zwischen Vertretern der Forstwirtschaft, der Wissenschaft und des Naturschutzes über (**Abbildung 42**). Diese Podiumsdiskussion wurde von Prof. Dr. Christian Ammer, dem Leiter der Abteilung für Waldbau und Waldökologie an der Universität Göttingen, moderiert. Es wurden die Schnittmengen, aber auch die unterschiedlichen Ansichten zum Waldnaturschutz deutlich. Betont wurde der Wert einer Vertrauensbasis zwischen den Akteuren, um für beide Seiten akzeptable Kompromisse zu finden. Wie das DBU-Vorhaben gezeigt hat, kann ein systematisches, wissenschaftlich fundiertes Vorgehen hierzu wesentlich beitragen.



Abbildung 42: Die Podiumsdiskussion zum Potenzial einer systematischen Schutzgebietsplanung im Wald. Von links: Tim Scherer (SHLF), Fritz Heydemann (NABU Schleswig-Holstein), Hans Jacobs (Bund Deutscher Forstleute, BDF), Dr. Andreas Fichtner (Uni Lüneburg), Prof. Dr. Christian Ammer (Uni Göttingen), Kornelius Kremkau (LLUR). Foto: Falko Engel.

4.4.1 Vortragsinhalt: Aktuelle Strategien zum Erhalt der Biodiversität in Wäldern (Dr. Peter Meyer)

Ausgehend von einem Rückblick auf die geschichtlichen Wurzeln des Naturschutzes und der Forstwirtschaft in Deutschland werden aktuelle Ziele und Konfliktfelder des Waldnaturschutzes sowie mögliche Lösungsstrategien vorgestellt und diskutiert.

Die **Bewahrung bzw. Wiederherstellung des Naturerbes** wird als übergreifende Aufgabe des Waldnaturschutzes angesehen. Allgemeine Schutzgüter nach dem Bundesnaturschutzgesetz (§ 1 (1)) sind

- die biologische Vielfalt,
- die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes,
- die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft.

Schutzbemühungen sind bei denjenigen Schutzgütern erforderlich, die sowohl schutzwürdig als auch schutzbedürftig sind.

Im Hinblick auf die **Schutzwürdigkeit** bewegt sich der Waldnaturschutz in Mitteleuropa in einem ausgesprochen weiten Feld zwischen Kulturlandschaftsschutz auf der einen Seite und der Erhaltung bzw. Wiederherstellung natürlicher Lebensräume auf der anderen Seite. Diese Bandbreite bietet Spielräume, führt aber auch zu einer hohen Komplexität und nicht selten zu Zielkonflikten innerhalb des Naturschutzes.

Eine Verantwortlichkeit des Naturschutzes kann ausschließlich für die jeweils natürliche und kulturhistorisch typische Biodiversität begründet werden. Aus Naturschutzsicht kann es nicht darum gehen kann, die Vielfalt der Arten, Ökosysteme und der genetischen Ausstattung über das typische Maß hinaus zu maximieren, da dies zwangsläufig zu einer Homogenisierung zwischen Naturräumen und damit zu einem Verlust an Vielfalt auf der überregionalen und globalen Ebene führen würde. In diesem Zusammenhang zeigt eine Übersicht über die Anteile typischer Waldbewohner an der Artenvielfalt, dass dem Lebensraum Wald eine ausgesprochen große Bedeutung für die Biodiversität zukommt. Daher und aufgrund ihrer prinzipiellen Naturnähe kommt Waldlebensräumen per se eine hohe Schutzwürdigkeit zu.

Diese Schutzwürdigkeit reicht jedoch für die Begründung von naturschutzfachlichen Maßnahmen nicht aus. Nur wenn erkennbar wird, dass Schutzgüter durch die historische und/oder aktuelle Nutzung gefährdet sind, sind sie auch **schutzbedürftig** und damit die Voraussetzungen für gesonderte Naturschutzanstrengungen erfüllt.

Vor diesem Hintergrund zeigt eine Zusammenstellung der Ergebnisse von Gefährdungsanalysen der Biodiversität im deutschen Wald durchaus positive Ergebnisse, insgesamt aber eine ernst zu nehmende Gefährdung der Biodiversität. Eine Bilanzierung der vergangenen Jahrzehnte belegt, dass sich die Schutzanstrengungen erheblich verstärkt haben. Inwieweit die bisherigen Maßnahmen jedoch ausreichend sind, um den Verlust der Biodiversität aufzuhalten, bleibt unklar. Kritisch sind daher die nach wie vor bestehenden erheblichen **Defizite beim Monitoring der Biodiversität** und der **Erfolgskontrolle** von Naturschutzmaßnahmen zu beurteilen.

Um den Waldnaturschutz thematisch zu strukturieren werden vier an den praktischen Erfordernissen orientierte Handlungsfelder unterschieden:

1. Erhaltung bzw. Wiederherstellung der natürlichen Lebensgemeinschaften
2. Erhaltung reifer Wälder und ihrer Strukturelemente über das Nutzungsalter hinaus
3. Wiederbelebung kulturhistorischer Waldbewirtschaftungsformen
4. Artenschutz

Innerhalb dieser Handlungsfelder treten sowohl Konflikte als auch Synergien zwischen Naturschutz und der gegenwärtigen forstlichen Bewirtschaftung auf. An folgenden Beispielen werden die wichtigsten aktuellen Konflikte und Synergien verdeutlicht:

- **Erhaltung typischer Lebensgemeinschaften:** Beispiel naturnahe Buchenwälder
 - Konfliktfeld: Ertragssteigerung, Diversifizierung und Risikominderung durch Einbringung und/oder Förderung eingeführter Baumarten
 - Synergie: biologische Rationalisierung
- **Wiederherstellung typischer Lebensgemeinschaften:** Beispiel Waldmoore
 - Konfliktfeld: Ausfall von Produktionsflächen durch Wiedervernässung
 - Synergie: Extensivierung der Holzproduktion auf problematischen Standorten
- **Erhaltung reifer Wälder und ihrer Strukturelemente:** Beispiel Naturwälder (Wälder mit natürlicher Entwicklung = NWE), Altbäume und Totholz
 - Konfliktfelder: Minderertrag, Mehraufwand für Arbeits- und Verkehrssicherung, Forstschutz
 - Synergien: unklar, ggf. Samenbäume, Förderung von Antagonisten und allgemein positiver Effekt einer hohen biologischen Vielfalt

- **Wiederbelebung kulturhistorischer Waldbewirtschaftungsformen:** Beispiel Wiederherstellung einer Hute(wald)landschaft
 - Konfliktfelder: Minderertrag Holzproduktion, Mehraufwand für Tierhaltung
 - Synergien: konkret unbekannt, ggf. allgemein positiver Effekt einer hohen biologischen Vielfalt

Die Strategien für den Waldnaturschutz sollten darauf ausgerichtet werden, Synergien zwischen Bewirtschaftung und Naturschutz zu maximieren und Konflikte zu minimieren. Als ökologisch begründetes Rahmenkonzept, mit dem dieses Ziel erreicht werden kann, wird das Modell einer differenzierten Landnutzung nach Haber (z. B. Haber, 1998) vorgeschlagen. Hierin gewährleisten segregative Elemente (Vorrangflächen für Produktion oder Naturschutz orientiert an den standörtlichen Voraussetzungen) in einer insgesamt integrativ ausgerichteten Matrix die Nachhaltigkeit und Multifunktionalität.

Am Beispiel des Sollings wird für Wälder mit natürlicher Entwicklung, Hutewälder und Waldmoore konkret gezeigt, wie das Modell der differenzierten Landnutzung in einer Waldlandschaft umgesetzt werden kann, indem integrative Maßnahmen auf der Gesamtfläche mit Vorrangflächen kombiniert werden. Der Umsetzungsprozess für die Naturschutz-Vorrangflächen sollte nach den Schritten einer systematischen Schutz(gebiets)planung erfolgen:

1. Festlegung von Zielen und Maßnahmen
2. Erhebung des Status quo
3. Lückenanalyse
4. Identifikation von Biodiversitätszentren (Hotspots)
5. Auswahl, Arrondierung und Abgrenzung der Vorranggebiete
6. Bewertung des neuen Status quo

Abschließend wird ein **Managementsystem für den Waldnaturschutz** skizziert und erläutert, an welchen Stellen vordringlicher Entwicklungsbedarf besteht. Damit wird zur Vorstellung des DBU-Projekts „Identifizierung und Schutz von Waldbeständen mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität (Hotspots)“ übergeleitet.

4.4.2 Vortragsinhalt: Welches Potenzial hat eine systematische Schutzgebietsplanung für den angewandten Naturschutz? (Dr. Peter Meyer)

Nach übereinstimmender Einschätzung zahlreicher Naturschutzexperten ist eine systematische Schutzgebietsplanung in Deutschland bisher nur in Ausnahmefällen umgesetzt worden. Dies wird am Beispiel der Flächenkulisse der Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland gezeigt.

Die verschiedenen Instrumente systematischer Schutzgebietsplanung haben prinzipiell ein großes Potenzial, die Wirksamkeit des Waldnaturschutzes und dessen Vereinbarkeit mit ökonomischen Zielen zu verbessern. Folgende Vorhaben, die naturschutzbiologische Grundlagen und Instrumente für eine differenzierte Nutzung der Waldlandschaft erarbeitet haben, werden mit ihrem Hauptergebnis vorgestellt:

- Biotopverbundplanung Schleswig-Holstein
- Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe in Mittelschwaben
- Naturschutzstandards für nordostdeutsche Buchenwälder
- Ökologische Schlüsselwerte in Bergmischwäldern als Grundlage für eine ökologisch nachhaltige Waldnutzung
- Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität als Elemente einer systematischen Schutzgebietsplanung – Beispiel Niedersachsen

Die praktische Relevanz der Ergebnisse war bisher sehr unterschiedlich. Der breiteren Anwendung systematischer, auf Evidenz basierender Ansätze in Planung und Umsetzung des Naturschutzes stehen neben fachlichen vor allem sozio-ökonomische und politische Hindernisse im Weg. Im Einzelnen werden folgende Probleme diskutiert:

- widersprüchliches Zielsystem des Naturschutzes
- unzureichende Ressourcen und Zuständigkeiten des Naturschutzes
- fehlende Tradition Evidenz-basierter Verfahren im Naturschutz
- Verrechtlichung und Bürokratisierung des Naturschutzes
- Emotionalisierung und Fokussierung auf Medienwirksamkeit
- Widerstände von Seiten der Forstwirtschaft
- unzureichende kooperative Strukturen zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft

Insgesamt scheinen zurzeit die Konflikte zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz im Vergleich zu den Synergien zu überwiegen. Da Synergien zwischen verschiedenen Gruppen, d. h. ein gleichgerichtetes Zusammenwirken, nur entstehen können, wenn Wertvorstellungen, Ziele, Problembewertung und Lösungswege signifikante Gemeinsamkeiten aufweisen, wird erörtert, in welchen Bereichen Übereinstimmungen und Unterschiede zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz bestehen.

Forstleute und Naturschützer sehen den Wald zwar häufig aus unterschiedlichen Blickwinkeln, Ergebnisse einer Umfrage zu den Wertvorstellungen in Bezug auf die Biodiversität zeigen allerdings eine weitgehende Übereinstimmung. Dies deutet auf ein prinzipiell großes Potenzial für die gemeinsame Naturschutzarbeit im Wald hin. Bei der Problembewertung und den Lösungswegen fallen die beiden Gruppen jedoch deutlich auseinander. So wird der Verlust der Biodiversität von forstlicher Seite oft unterbewertet, während die durch Naturschutzauflagen hervorgerufenen ökonomischen Einschränkungen von der Naturschutzseite häufig kaum wahrgenommen werden. Zudem fehlt es an einer ausreichenden Würdigung der bisherigen Anstrengungen der Forstbetriebe durch den Naturschutz.

Als Voraussetzungen für eine signifikante Stärkung der Synergien zwischen Forstwirtschaft und Waldnaturschutz werden herausgestellt:

1. Beidseitige Verbesserung der Problemwahrnehmung

Alle Maßnahmen, die die wechselseitige Aufklärung und Zusammenarbeit zwischen den Akteuren stärken, sind in diesem Zusammenhang willkommen.

2. Verbesserung von Transparenz und Informationsfluss

Es mag nachvollziehbar sein, dass Forstbetriebe fürchten, durch Bereitstellung von Informationen weitergehende naturschutzfachliche Einschränkungen in Kauf nehmen zu müssen. Für den Waldnaturschutz als gemeinsame Aufgabe von Forstwirtschaft und Naturschutz sind ausreichende und verlässliche Informationen aber unabdingbar.

3. Stärkung der naturschutzbiologischen Forschung

Benötigt werden sowohl wissenschaftliche Versuche als auch gut dokumentierte Beispiele („best practice“). Oft führt allein schon die solide Aufarbeitung des Stands von Wissenschaft und Technik sehr viel weiter. Dabei sind internationale Ergebnisse verstärkt zu berücksichtigen, denn die Problemlage in Deutschland unterscheidet sich nicht wesentlich von derjenigen in anderen Industrieländern. Durch mehr angewandte

Forschung können subjektive Einschätzungen begrenzt und eine breiter akzeptierte Ausgangsbasis geschaffen werden.

4. Implementierung eines Naturschutz-Managementsystems

Es gibt ermutigende Anzeichen für die Wirksamkeit der von Forst- und Naturschutzseite ergriffenen Maßnahmen. Eine Evaluation der entsprechenden Programme und Projekte ist geboten, um den gemeinsamen „Lernprozess“ voranzubringen. Dabei dürfen die Zielvorgaben und Maßnahmen erst dann verändert werden, wenn sich erwiesen hat, dass sie nicht sinnvoll waren. Tatsächlich werden aber tief greifende Veränderungen häufig bereits vor Abschluss einer tragfähigen Bewertung und damit vorzeitig gefordert oder durchgeführt. Insbesondere im Wald sind angemessene Zeiträume für die Erfolgskontrolle anzusetzen. Ansonsten besteht die Gefahr, dass richtige Ansätze verkannt und nicht Ziel führende Wege weiter beschritten werden.

Abschließend wird betont, dass Vertrauen zwischen den Akteuren die wichtigste Voraussetzung für die Verbesserung der Zusammenarbeit darstellt. Geeignete Strukturen und Prozesse sind erforderlich, um die Entwicklung einer Vertrauensbasis zu ermöglichen. Andernfalls bleibt das gegenwärtige Modell einer Konkurrenz-betonten Auseinandersetzung um Ressourcen und Einfluss mit hohen Reibungsverlusten vorherrschend.

Mit den folgenden Fragen wird zur Podiumsdiskussion übergeleitet:

- Überwiegen Ihrer Meinung nach gegenwärtig Konflikte oder Synergien zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz?
- Welche wesentlichen Hindernisse sehen Sie für eine Stärkung der Synergien?
- Welche auf wissenschaftlicher Evidenz basierenden Instrumente benötigt der Waldnaturschutz?
- Ist aus Ihrer Sicht eher eine integrative oder eher eine segregative Strategie für die Erreichung naturschutzfachlicher und forstwirtschaftlicher Ziele Erfolg versprechend?

4.5 Publikationen

Begutachtete Publikationen

[Mölder, A., Gürlich, S. & Engel, F. \(2014\) Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur. Forstarchiv, 85\(3\), 84–101. doi:10.4432/0300-4112-85-84](#)

[Mölder, A., Schmidt, M., Schönfelder, E., Engel, F. & Schulz, F. \(2015\) Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein \(Northern Germany\). Ecological Indicators, 54, 12–30. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.01.044](#)

[Schmidt, M., Mölder, A., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I. & Culmsee, H. \(2014\) Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany. Forest Ecology and Management, 330, 228–239. doi:10.1016/j.foreco.2014.06.043](#)

Mölder, A. (2016) August Niemann (1761 – 1832) – ein Pionier des Natur- und Landschaftsschutzes in Schleswig-Holstein. Natur und Landschaft, 91 (3), 126–131.

Sonstige Publikationen

Engel, F. & Mölder, A. (2014) Identifizierung von Waldgebieten mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität. In: M. Roth & S. Bonn (Hrsg.), Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung. Tagungsband zu Forstwissenschaftlichen Tagung 2014 in Dresden/Tharandt (S. 131). Dresden: Eigenverlag TU Dresden.

Mölder, A., Schmidt, M. & Meyer, P. (2013) Stellungnahme zum Beitrag „Urwaldstandorte in Schleswig-Holstein“ von Götz Heeschen und Thomas Wälter in Natur & Landschaft 11/2012. Natur und Landschaft, 88 (2), 87.

Mölder, A., Engel, F., Schmidt, M. & Meyer, P. (2014) Identifying and protecting forest stands of special importance for biodiversity conservation: Results and implications from Northern Germany. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 44, 261.

Schmidt, M., Mölder, A., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I. & Culmsee, H. (2014) Gefäßpflanzen als Indikatoren alter Waldstandorte – Anwendungsperspektiven einer überregional gültigen Liste für das Nordwestdeutsche Tiefland. In: M. Roth & S. Bonn (Hrsg.), Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung.

Tagungsband zu Forstwissenschaftlichen Tagung 2014 in Dresden/Tharandt (S. 133).
Dresden: Eigenverlag TU Dresden.

Mölder, A., Gürlich, S. & Engel, F. (2015) The distribution of endangered saproxylic beetles in Schleswig-Holstein (Northern Germany) as influenced by historic land use and land tenure patterns. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 45, 156–157.

Mölder, A. (2016) Hotspots – ausgewählte Waldbestände zum Erhalt der Biodiversität. Projekt-Abschlussveranstaltung in Flintbek. *Bauernblatt für Schleswig-Holstein und Hamburg*. 5. März 2016, S. 62.

Mölder, A., Schmidt, M., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I. & Culmsee, H. (zum Druck angenommen) Gefäßpflanzen als Indikatoren historisch alter Waldstandorte – Anwendungsperspektiven einer neuen Liste für das gesamte Nordwestdeutsche Tiefland. *AFZ-DerWald*.

5. Danksagung

Wir möchten die sehr große Bereitschaft der ehrenamtlichen und behördlichen Akteure in Schleswig-Holstein herausstellen, uns für das Projekt wertvolle Funddaten von Pflanzen und Tieren sowie Geodaten zur Verfügung zu stellen. Wir sind allen Beteiligten zu großem Dank verpflichtet. Insbesondere danken wir den Aktiven der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e. V., der Koleopterologischen Sektion des Vereins für Naturwissenschaftliche Heimatforschung zu Hamburg e.V., der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein und Hamburg e.V. (OAG) und der Mykologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein sowie den Mitarbeitern des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR).

Allen Mitgliedern der Projektleitenden Arbeitsgruppe (PAG) danken wir für die sehr konstruktive Teilnahme und die lebendigen und hilfreichen Diskussionen im Rahmen der PAG-Treffen.

Nicht zuletzt danken wir der Deutschen Bundestiftung Umwelt (DBU) für die Förderung dieses Vorhabens und Herrn Dr. Reinhard Stock für die hervorragende Begleitung des Projektes von Seiten der DBU.

6. Literaturverzeichnis

- AG Geobotanik, LLUR, 2013. Gemeinsame Datenbank der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e. V. und des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Kiel und Flintbek.
- Amato, A.W. D', Orwig, D.A., Foster, D.R., 2009. Understory vegetation in old-growth and second-growth *Tsuga canadensis* forests in western Massachusetts. *For. Ecol. Manag.* 257, 1043–1052. doi:10.1016/j.foreco.2008.11.003
- Ando, A., Camm, J., Polasky, S., Solow, A., 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279, 2126–2128. doi: 10.1126/science.279.5359.2126
- Ball, I.R., Possingham, H.P., Watts, M.E., 2009. Marxan and Relatives: Software for Spatial Conservation Prioritization, in: Moilanen, A., Wilson, K. A., Possingham, H. P. (Hrsg.), *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford ; Oxford University Press, pp. 185–195.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *For. Ecol. Manag.* 258, 525–537. doi:10.1016/j.foreco.2009.01.053
- Berg, Å., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Norén, M., 2002. Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. *Biodivers. Conserv.* 11, 1479–1503. doi:10.1023/A:1016271823892

- Berndt, R.K., 2003. Arbeitsbericht über Bestandsaufnahmen des Mittelspechts (*Dendrocopus medius*) in Schleswig-Holstein 1995-2003. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Winnert.
- Berndt, R.K., Struwe-Juhl, B., Koop, B., 2013. Der Mittelspecht *Dendrocopus medius* in Schleswig-Holstein – Brutbestand, Bestandsentwicklung und Habitatwahl. Ergebnisse der gezielten Nachsuche seit dem Jahr 2000. *Corax* 22, 251–279.
- BMU, 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- Bohnens, J., Meyer, P., Schmidt, M., Sundermann, M., 2014. Konzept Naturwaldforschungsflächen in Schleswig-Holstein. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- Brabänder, H.D., 1995. Ausgewählte Beiträge zur forstlichen Betriebswirtschaftslehre, in: Moog, M., Schmidt-Langenhorst, T. (Hrsg.), Schriften zur Forst- und Umweltökonomie (8). J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 1–466.
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y., 2013. Habitat trees: key elements for forest biodiversity, in: Kraus, D., Krumm, F. (Hrsg.), Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity. European Forest Institute, Joensuu, pp. 84–91.
- Caro, T.M., 2010. Conservation by Proxy – Indicator, Umbrella, Flagship, and Other Surrogate Species. Island Press, Washington, DC.
- Culmsee, H., Schmidt, M., Schmiedel, I., Schacherer, A., Meyer, P., Leuschner, C., 2014. Predicting the distribution of forest habitat types using indicator species to facilitate systematic conservation planning. *Ecol. Indic.* 37, Part A, 131–144. doi:10.1016/j.ecolind.2013.10.010
- Dierßen, K., Breuer, M., unveröffentlicht. Karte der potenziellen natürlichen Vegetation Schleswig-Holsteins. Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- Drachenfels, O. von, 2013. Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. 8. korrigierte Auflage. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4, 1–326.
- DRL, 2002. Gebietsschutz in Deutschland: Erreichtes – Effektivität – Fortentwicklung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege (DRL) 73, 1–112.
- Dupouey, J.L., Dambrine, E., Laffite, J.D., Moares, C., 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83, 2978–2984. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2
- Ebrecht, L., Schmidt, W., 2003. Nitrogen mineralization and vegetation along skidding tracks. *Ann. For. Sci.* 60, 733–740. doi:10.1051/forest:2003067
- Ek, T., Suško, U., Auziņš, R., 2002. Inventory of woodland key habitats - Methodology. State Forest Service, Latvia and Regional Forestry Board, Östra Götaland, Sweden, Riga.
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Auflage. Ulmer, Stuttgart.

- European Commission, 2013. Interpretation manual of European Union habitats. European Commission, Brüssel.
- Ferris, R., Humphrey, J.W., 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72, 313–328. doi:10.1093/forestry/72.4.313
- Fichtner, A., Lüderitz, M., 2013. Signalarten - ein praxisnaher Beitrag zur Erfassung der Naturnähe und Biodiversität von Wäldern. *Nat. Landsch.* 88, 392–399.
- Flade, M., 1997. Red-breasted Flycatcher, in: Hagemeyer, W.J.M., Blair, M.J. (Eds.), *The EBCC Atlas of European Birds*. Poyser, London, p. 903.
- Garve, E., Schacherer, A., Bruns, E., Feder, J., Täuber, T., 2007. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 43, 1–507.
- Gaston, K.J., Jackson, S.F., Nagy, A., Cantú-Salazar, L., Johnson, M., 2008. Protected areas in Europe: principle and practice. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 97–119. Doi: 10.1196/annals.1439.006
- Glaser, F.F., Hauke, U., 2004. Historisch alte Waldstandorte und Hutewälder in Deutschland. *Angew. Landsch.ökol.* 61, 1–193.
- Grove, S.J., 2002. Saproxyllic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 1–23. doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507
- Gürlich, S., Suikat, R., Ziegler, W., 2011. Die Käfer Schleswig-Holsteins - Rote Liste (Band 1). LLUR, Flintbek.
- Haber, W., 1998. Das Konzept der differenzierten Landnutzung – Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Naturnutzung. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), *Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland – Tagungsband zum Fachgespräch*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, S. 57–64.
- Härdtle, W., 1995. Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Querco-Fagetea) im nördlichen Schleswig-Holstein. Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Kiel.
- Härdtle, W., von Oheimb, G., Westphal, C., 2003a. The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *For. Ecol. Manage.* 182, 327–338. doi:10.1016/S0378-1127(03)00091-4
- Härdtle, W., von Oheimb, G., Westphal, C., 2003b. The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *For. Ecol. Manag.* 182, 327–338. doi:10.1016/S0378-1127(03)00091-4
- Hase, W., 1997. Wald- und Forstchronologie Schleswig-Holsteins seit der Nacheiszeit. Struve's Buchdruckerei und Verlag, Eutin.

- Heeschen, G., 2012. Naturwälder in Schleswig-Holstein – „Urwälder von morgen“, in: MELUR (Ed.), Jagd Und Artenschutz - Jahresbericht 2012. MELUR, Kiel, pp. 60–64.
- Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., 2000. Svampe på bøgestammer – indikatorer for værdifulde løvskovslokaliteter. *Svampe* 42, 35–47.
- Heydemann, B., 1997. Neuer biologischer Atlas: Ökologie für Schleswig-Holstein und Hamburg. Wachholtz-Verlag, Neumünster.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83, 2027–2036. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2027:ENFAHT]2.0.CO;2
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Perrin, N., Le Lay, G., Braunisch, V., 2008. Biomapper 4.0. Lab. of Conservation Biology, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne.
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415–427. doi:10.1101/SQB.1957.022.01.039
- Ikauniece, S., Brūmelis, G., Zariņš, J., 2012. Linking woodland key habitat inventory and forest inventory data to prioritize districts needing conservation efforts. *Ecol. Indic.* 14, 18–26. doi:10.1016/j.ecolind.2011.07.009
- Janssen, G., 2007. Forelle, Schwarzstorch, Flatterulme: Indikatoren lebendiger Bäche und Flüsse. Kleine Schriften aus drei Jahrzehnten Fließgewässerschutz. Books on Demand, Norderstedt.
- Jeromin, K., Koop, B., 2011. Untersuchungen zu den verbreitet auftretenden Vogelarten des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie in Schleswig-Holstein 2011 - Schwarzspecht, Mittelspecht, Zwergschnäpper. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg (OAG), Winnert.
- Joseph, L.N., Field, S.A., Wilcox, C., Possingham, H.P., 2006. Presence-absence versus abundance data for monitoring threatened species. *Conserv. Biol.* 20, 1679–1687. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00529.x
- Kaiser, T., Wohlgemuth, J.O., 2002. Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen - Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 04/02, 1–74.
- Köhler, F., 2000. Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung.
- Kosiński, Z., Bilińska, E., Dereziński, J., Kempa, M., 2011. Nest-sites used by stock doves *Columba oenas*: What determines their occupancy? *Acta Ornithologica* 46, 155–163. doi:10.3161/000164511X625928
- Kriebitzsch, W.-U., Bültmann, H., Oheimb, G. v., Schmidt, M., Thiel, H., Ewald, J., 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens, in: Kraus, D., Krumm, F. (Eds.), Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity. European Forest Institute, Joensuu, pp. 158–169.

- Laita, A., Mönkkönen, M., Kotiaho, J.S., 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biol. Conserv.* 143, 1212–1227. doi:10.1016/j.biocon.2010.02.029
- Landesregierung Schleswig-Holstein, 2012. Koalitionsvertrag 2012 – 2017: Bündnis für den Norden - Neue Horizonte für Schleswig-Holstein. Landesregierung Schleswig-Holstein, Kiel.
- Levin, N., Watson, J.E.M., Joseph, L.N., Grantham, H.S., Hadar, L., Apel, N., Perevolotsky, A., DeMalach, N., Possingham, H.P., Kark, S., 2013. A framework for systematic conservation planning and management of Mediterranean landscapes. *Biological Conservation* 158, 371–383. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.032
- LLUR, OAG, 2013. Verbreitung von Brutvogelarten in Schleswig-Holstein (Datensatz). Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LLUR (Hrsg.) 2014. Kartierschlüssel für Biotoptypen - Standardliste, Schlüssel und Definitionen. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek.
- LLUR, OAG, 2014. Brutvogel-Monitoring in EU-Vogelschutzgebieten Schleswig-Holstein 2007-2012 (Datensatz). Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Lüderitz, M., Kamke, M., Lehmann, H., Lebold, I., Lettau, S., 2013. MYKIS/SH - Mykologische Datenbank Schleswig-Holstein. Mykologische Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein, Eutin/Kiel.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253. doi: 10.1038/35012251
- Martinez-Harms, M.J., Bryan, B.A., Balvanera, P., Law, E.A., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Wilson, K.A., 2015. Making decisions for managing ecosystem services. *Biol. Conserv.* 184, 229–238. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.024
- MELUR, 2014. “Der Urwald von Morgen” - Schleswig-Holstein weist neue Naturwälder zum Schutz der Artenvielfalt aus. Pressemitteilung des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Kiel.
- Meyer, P., Schmidt, M., Spellmann, H., 2009. Die „Hotspots-Strategie“ – Wald-Naturschutzkonzept auf landschaftsökologischer Grundlage. *AFZ/Wald* 64, 822–824.
- Meyer, P., Lorenz, K., Engel, F., Spellmann, H., Boele-Keimer, C., 2015. Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität - Elemente einer systematischen Schutzgebietsplanung am Beispiel Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47, 275–282.
- Meyer, P., Blaschke, M., Schmidt, M., Sundermann, M., Schulte, U., 2016. Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? *Nat.schutz Landsch.plan.* 48, 5–14.

- Meyer, P., Engel, F., 2016. Repräsentanz der Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland, in: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Natürliche Waldentwicklung (5%) als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS). Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Mikusiński, G., Pressey, R.L., Edenius, L., Kujala, H., Moilanen, A., Niemelä, J., Ranius, T., 2007. Conservation planning in forest landscapes of Fennoscandia and an approach to the challenge of countdown 2010. *Conserv. Biol.* 21, 1445–1454. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00833.x
- Mitrus, C., Soćko, B., 2004. Natural nest sites of the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* in a primeval forest. *Acta Ornithologica* 39, 53–57. doi:10.3161/0001645044214054
- Mitrus, C., Soćko, B., 2008. Breeding success and nest-site characteristics of Red-breasted Flycatchers *Ficedula parva* in a primeval forest. *Bird Study* 55, 203–208. doi:10.1080/00063650809461523
- Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H. (Eds.), 2009. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.
- Mölder, A., Gürlich, S., Engel, F., 2014. Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur. *Forstarchiv* 85, 84–101. doi:10.4432/0300-4112-85-84
- Mölder, A., Schmidt, M., Schönfelder, E., Engel, F., Schulz, F., 2015. Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany). *Ecol. Indic.* 54, 12–30. doi:10.1016/j.ecolind.2015.01.044
- Mölder, A., Spellmann, H., Rumpf, H., Nagel, R.-V., Meyer, P., Schmidt, M., 2016. QuerCon – Dauerhafte Sicherung der Habitatkontinuität von Eichenwäldern. Ein neues Forschungsprojekt an der NW-FVA. *Forstarchiv*, im Druck.
- Möller, G., 2005. Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze. *LÖBF-Mitt.* 03/05, 30–35.
- Möller, G., 2009. Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera - Käfer. Freie Universität Berlin, Berlin.
- Moning, C., Müller, J., 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecol Indic* 9, 922–932. doi:10.1016/j.ecolind.2008.11.002
- Müller, J., 2004. Welchen Beitrag leisten Naturwaldreservate zum Schutz von Waldvogelarten? *Ornithologischer Anzeiger* 43, 3–18.
- Müller, J., Bußler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., 2005. Urwaldrelikt-Arten - Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition. *Waldökol onl* 2, 106–113.
- Müller, J., Jarzabek-Müller, A., Bussler, H., Gossner, M.M., 2013. Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Anim. Conserv.* 17, 154–162. doi:10.1111/acv.12075

- Müller, J., Pöllath, J., Moshhammer, R., Schröder, B., 2009. Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *For. Ecol. and Manage.* 257, 502–509. doi:10.1016/j.foreco.2008.09.023
- Myers, N., 1988. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. *Environmentalist* 8, 187–208. doi:10.1007/BF02240252
- Myers, N., 1990. The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* 10, 243–256. doi:10.1007/BF02239720
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. doi:10.1038/35002501
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P., Polasky, S., Ricketts, T., Rouget, M., 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends Ecol. Evol.* 21, 681–687. doi:10.1016/j.tree.2006.10.003
- Nitare, J., 2000. Signalarter - indikatorer på skyddsvärd skog flora över kryptogamer. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Nordén, B., Appelqvist, T., 2001. Conceptual problems of Ecological Continuity and its bio-indicators. *Biodivers. Conserv.* 10, 779–791. doi:10.1023/A:1016675103935
- PAN, ILÖK, 2010. Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland: Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.
- Pasinelli, G., 2000. Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation* 93, 227–235. doi:10.1016/S0006-3207(99)00137-8
- Plachter, H., Becker, G., 2000. Waldnutzung in Deutschland: Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Powers, R.P., Coops, N.C., Nelson, T., Wulder, M.A., Ronnie Drever, C., 2013. Integrating accessibility and intactness into large-area conservation planning in the Canadian boreal forest. *Biological Conservation* 167, 371–379. doi:10.1016/j.biocon.2013.08.032
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conserv. Biol.* 13: 484–492. doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.97428.x
- Raabe, E.-W., 1987. Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. Wachholtz-Verlag, Neumünster.
- Rohner, B., Bigler, C., Wunder, J., Brang, P., Bugmann, H., 2012. Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. *J. Veg. Sci.* 23, 892–905. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x

- Romahn, K., 2006. Die Gefäßpflanzen-Datenbank der AG Geobotanik und die Stelle für Datenarchivierung. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde* 34, 34–40.
- Romahn, K., 2013. Erarbeitung von Schlüsselstrukturen, Schlüssellebensräumen und Signalarten zur Ausweisung von Wald-Hotspots in Schleswig-Holstein. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. LLUR, Flintbek.
- Romahn, K., 2015. Hotspots der Gefäßpflanzenartenvielfalt in Wäldern Schleswig-Holsteins – Bestand, Gefährdung, Schutz. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 68, 17–96.
- Rose, F., 1999. Indicators of ancient woodland - The use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *British Wildlife* 10, 241–251.
- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H., Andelman, S., 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annu. Rev. Environ. Res.* 31, 123–159. doi:10.1146/annurev.energy.31.042606.085844
- Schleupner, C., Schneider, U.A., 2013. Allocation of European wetland restoration options for systematic conservation planning. *Land Use Policy* 30, 604–614. doi:10.1016/j.landusepol.2012.05.008
- Schmidl, J., Bußler, H., 2004. Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *Nat.schutz Landsch.plan.* 36, 202–218.
- Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U., Ewald, J. (Eds.), 2011. Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten* 299, 1–111.
- Schmidt, M., Mölder, A., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I., Culmsee, H., 2014. Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany. *For. Ecol. Manag.* 330, 228–239. doi:10.1016/j.foreco.2014.06.043
- Schulz, F., Dengler, J. (Eds.), 2006. Verbreitungsatlas der Moose in Schleswig-Holstein und Hamburg. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- SHLF, 2013. Betriebsanweisung Naturwald (Regelungen im Naturwald). Stand: 01.07.2013. Schleswig-Holsteinische Landesforsten (SHLF), Neumünster.
- Timonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Mönkkönen, M., 2011. Hotspots in cold climate: Conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biol. Conserv.* 144, 2061–2067. doi:10.1016/j.biocon.2011.02.016
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Stokland, J.N., Sverdrup-Thygeson, A., Mönkkönen, M., 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scand. J. For. Res.* 25, 309–324. doi:10.1080/02827581.2010.497160
- Utschick, H., 2003. Eignen sich naturschutzfachliche Leit- und Zielartensysteme für den Waldvogelschutz? *LWF-Wissen* 43, 31–46.

- Wernicke, P., 2009. Großflächige Erfassung des Zwergschnäppers *Ficedula parva* im nordostdeutschen Tiefland (Naturpark Feldberger Seenlandschaft und Müritznationalpark). *Vogelwelt* 130, 183–188.
- Wichmann, G., Frank, G., 2007. Habitat choice of Red-breasted Flycatchers *Ficedula parva* is dependent on forestry management and game activity in a deciduous forest in Vienna (Austria): Capsule Forest management and game populations have a major impact on the distribution of Red-breasted Flycatchers. *Bird Study* 54, 289–295. doi:10.1080/00063650709461488
- Wilson, K.A., Cabeza, M., Klein, C.J., 2009. Fundamental concepts of spatial conservation prioritization, in: Moilanen, A., Wilson, K. A., Possingham, H. P. (Hrsg.), *Spatial conservation pri-oritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford ; Oxford University Press, pp. 16–27.
- Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E., Möller, G., 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *For. Snow Landsc. Res.* 79, 127–144.
- Winter, S., Möller, G.C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *For. Ecol. Manag.* 255, 1251–1261. doi:10.1016/j.foreco.2007.10.029
- Wolff, B., Hölzer, W., Frömdling, D., Bonk, S., 1998. Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW). *Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung* 98/3, 1-89.
- Wu, R., Long, Y., Malanson, G.P., Garber, P.A., Zhang, S., Li, D., Zhao, P., Wang, L., Duo, H., 2014. Optimized spatial priorities for biodiversity conservation in China: a systematic conservation planning perspective. *PLOS ONE* 9, e103783. doi:10.1371/journal.pone.0103783

7. Anhänge

Anhang 1: Xylobionte Käferarten zur Modellierung von Habitaten der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern der SHLF. NWZ: Naturwald-Zeigerarten (Kategorien 1 und 2), UWR: Urwald-Reliktarten (Kategorien 1 und 2), Totholz-Volumenklassen: Baumruinen („Rui“; ab ca. 0,3 m BHD) und Starkholz („sta“; ab 0,35 m BHD), nach Möller (2009).

Anhang 2: Aufnahmebogen zu Validierung der Modellergebnisse „Biodiversitätszentren der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern“ im Gelände.

Anhang 3: Checkliste der Gefäßpflanzen- und Moosarten, die in Schleswig-Holstein Indikatorarten historisch alter Wälder sind (gem. Schmidt et al., 2014; Mölder et al. 2015).

Anhang 4: Kartierbogen für Hotspots der Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase von Laubwäldern

Anhang 5: Kartierbogen für Hotspots der Waldbiotope auf Extremstandorten

Anhang 6: Programm der Projekt-Abschlussveranstaltung am 16. Oktober 2015 Bildungszentrum für Natur, Umwelt und ländliche Räume (BNUR) in Flintbek bei Kiel.

Anhang 1

Anhang 1. Xylobionte Käferarten zur Modellierung von Habitaten der Alters- und Zerfallsphase in Laubwäldern der SHLF. NWZ: Naturwald-Zeigerarten (Kategorien 1 und 2; Gürlich et al., 2011), UWR: Urwald-Reliktarten (Kategorien 1 und 2; Müller et al., 2005), Totholz-Volumenklassen: Baumruinen („Rui“; ab ca. 0,3 m BHD) und Starkholz („sta“; ab 0,35 m BHD), nach Möller (2009).

Art	Familie	NWZ	UWR	Volumenklasse
<i>Aeletes atomarius</i>	Histeridae	1	2	Rui
<i>Dendrophilus punctatus</i>	Histeridae	2		Rui
<i>Nemadus colonoides</i>	Cholevidae	2		Rui
<i>Ptenidium gressneri</i>	Ptiliidae	2		Rui
<i>Euplectus mutator</i>	Staphylinidae	1		Rui
<i>Trichonyx sulcicollis</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Phyllodrepa melanocephala</i>	Staphylinidae	1		Rui
<i>Phyllodrepa nigra</i>	Staphylinidae	1		Rui
<i>Hapalaraea pygmaea</i>	Staphylinidae	1		Rui
<i>Xylodromus testaceus</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Quedius dilatatus</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Quedius truncicola</i>	Staphylinidae	1		Rui
<i>Quedius infuscatus</i>	Staphylinidae	1		Rui
<i>Quedius microps</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Quedius brevicornis</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Quedius scitus</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Haploglossa marginalis</i>	Staphylinidae	2		Rui
<i>Platycis cosnardi</i>	Lycidae	2		Rui
<i>Ampedus erythrogonus</i>	Elateridae	2		Rui
<i>Ampedus cardinalis</i>	Elateridae	1	1	Rui
<i>Ampedus hjorti</i>	Elateridae	1		Rui
<i>Crepidophorus mutilatus</i>	Elateridae	1	2	Rui
<i>Eucnemis capucina</i>	Eucnemidae	2		Rui
<i>Ctesias serra</i>	Dermestidae	2		Rui
<i>Trinodes hirtus</i>	Dermestidae	2		Rui
<i>Cryptophagus quercinus</i>	Cryptophagidae	1	2	Rui
<i>Cryptophagus badius</i>	Cryptophagidae	2		Rui
<i>Atomaria morio</i>	Cryptophagidae	2		Rui
<i>Mycetophagus populi</i>	Mycetophagidae	2		Rui
<i>Dorcatoma flavicornis</i>	Anobiidae	1		Rui
<i>Dorcatoma chrysomelina</i>	Anobiidae	2		Rui
<i>Anitys rubens</i>	Anobiidae	1	1	Rui
<i>Ptinus sexpunctatus</i>	Ptinidae	2		Rui
<i>Euglenes oculatus</i>	Aderidae	1		Rui
<i>Euglenes nitidifrons</i>	Aderidae	1		Rui
<i>Allecula morio</i>	Alleculidae	2		Rui
<i>Allecula rhenana</i>	Alleculidae	1	2	Rui
<i>Prionychus ater</i>	Alleculidae	2		Rui
<i>Mycetochara axillaris</i>	Alleculidae	1		Rui
<i>Pentaphyllus testaceus</i>	Tenebrionidae	1		Rui
<i>Corticeus bicoloroides</i>	Tenebrionidae	1	1	Rui
<i>Corticeus fasciatus</i>	Tenebrionidae	1	2	Rui

Art	Familie	NWZ	UWR	Volumenklasse
<i>Tenebrio opacus</i>	Tenebrionidae	1	1	Rui
<i>Osmoderma eremita</i>	Scarabaeidae	1	2	Rui
<i>Gnorimus nobilis</i>	Scarabaeidae	1		Rui
<i>Rhamnusium bicolor</i>	Cerambycidae	1		Rui
<i>Cossonus cylindricus</i>	Curculionidae	1		Rui
<i>Cossonus parallelepipedus</i>	Curculionidae	1		Rui
<i>Phloeophagus thomsoni</i>	Curculionidae	1		Rui
<i>Plegaderus caesus</i>	Histeridae	1		sta
<i>Abraeus granulum</i>	Histeridae	2		sta
<i>Platysoma compressum</i>	Histeridae	1		sta
<i>Eblisia minor</i>	Histeridae	1		sta
<i>Anisotoma glabra</i>	Leiodidae	2		sta
<i>Euthiconus conicicollis</i>	Scydmaenidae	1		sta
<i>Stenichnus bicolor</i>	Scydmaenidae	2		sta
<i>Micridium halidaii</i>	Ptiliidae	1	2	sta
<i>Siagonium quadricorne</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Euplectus bescidicus</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Plectophloeus nubigena</i>	Staphylinidae	1		sta
<i>Plectophloeus nitidus</i>	Staphylinidae	1		sta
<i>Plectophloeus fischeri</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Dropephylla gracilicornis</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Holobus apicatus</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Silusa rubiginosa</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Euryusa optabilis</i>	Staphylinidae	1		sta
<i>Euryusa sinuata</i>	Staphylinidae	1		sta
<i>Atheta picipes</i>	Staphylinidae	2		sta
<i>Atheta boletophila</i>	Staphylinidae	1		sta
<i>Hypebaeus flavipes</i>	Malachiidae	1		sta
<i>Aplocnemus impressus</i>	Dasytidae	2		sta
<i>Trichocele memnonia</i>	Dasytidae	1		sta
<i>Tillus elongatus</i>	Cleridae	2		sta
<i>Lymexylon navale</i>	Lymexylonidae	2		sta
<i>Ampedus rufipennis</i>	Elateridae	1		sta
<i>Procræus tibialis</i>	Elateridae	2		sta
<i>Calambus bipustulatus</i>	Elateridae	2		sta
<i>Melasis buprestoides</i>	Eucnemidae	2		sta
<i>Prionocyphon serricornis</i>	Scirtidae	2		sta
<i>Globicornis corticalis</i>	Dermestidae	2		sta
<i>Nosodendron fasciculare</i>	Nosodendridae	1		sta
<i>Epuraea fuscicollis</i>	Nitidulidae	2		sta
<i>Epuraea silacea</i>	Nitidulidae	2		sta
<i>Triplax aenea</i>	Erotylidae	2		sta
<i>Dacne rufifrons</i>	Erotylidae	2		sta
<i>Cryptophagus labilis</i>	Cryptophagidae	2		sta
<i>Atomaria elongatula</i>	Cryptophagidae	2		sta
<i>Corticaria alleni</i>	Latridiidae	2		sta
<i>Triphyllus bicolor</i>	Mycetophagidae	2		sta
<i>Mycetophagus piceus</i>	Mycetophagidae	2		sta
<i>Mycetophagus salicis</i>	Mycetophagidae	2		sta

Art	Familie	NWZ	UWR	Volumenklasse
<i>Symbiotes gibberosus</i>	Endomychidae	2		sta
<i>Dorcatoma robusta</i>	Anobiidae	1		sta
<i>Ischnomera cinerascens</i>	Oedemeridae	2		sta
<i>Scraptia fuscula</i>	Scraptiidae	1		sta
<i>Vanonus brevicornis</i>	Aderidae	1		sta
<i>Tetratoma fungorum</i>	Tetratomidae	2		sta
<i>Pseudocistela ceramboides</i>	Alleculidae	1		sta
<i>Mycetochara linearis</i>	Alleculidae	2		sta
<i>Eledona agricola</i>	Tenebrionidae	2		sta
<i>Palorus depressus</i>	Tenebrionidae	2		sta
<i>Uloma culinaris</i>	Tenebrionidae	1		sta
<i>Lucanus cervus</i>	Lucanidae	1		sta
<i>Dorcus parallelipedus</i>	Lucanidae	2		sta
<i>Sinodendron cylindricum</i>	Lucanidae	2		sta
<i>Ergates faber</i>	Cerambycidae	2		sta
<i>Prionus coriarius</i>	Cerambycidae	2		sta
<i>Rhagium sycophanta</i>	Cerambycidae	1		sta
<i>Corymbia scutellata</i>	Cerambycidae	1		sta
<i>Cerambyx cerdo</i>	Cerambycidae	1	2	sta
<i>Plagionotus detritus</i>	Cerambycidae	1		sta
<i>Plagionotus arcuatus</i>	Cerambycidae	2		sta
<i>Hylesinus crenatus</i>	Scolytidae	2		sta
<i>Platypus cylindrus</i>	Platypodidae	2		sta
<i>Phloeophagus lignarius</i>	Curculionidae	2		sta
<i>Stereocorynes truncorum</i>	Curculionidae	2		sta

Anhang 2

Anhang 3

Checkliste Gefäßpflanzen (Altwaldindikatoren)

"Hotspot"-Nr.: _____

Art	Waldbindung	Gruppe	Vorkommen	
			vereinzelt	verbreitet
<i>Actaea spicata</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Anemone ranunculoides</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Arum maculatum</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Campanula trachelium</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Cardamine bulbifera</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Carex pallescens</i>	2.1	Galium odoratum		
<i>Carex remota</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Carex strigosa</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Carex sylvatica</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Circaea lutetiana</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Corydalis cava</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Crepis paludosa</i>	2.1	Galium odoratum		
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	2.1	Mercurialis perennis		
<i>Equisetum hyemale</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Equisetum pratense</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Equisetum sylvaticum</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Equisetum telmateia</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Festuca altissima</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Gagea spathacea</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Galium odoratum</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Geum rivale</i>	2.1	Mercurialis perennis		
<i>Hordelymus europaeus</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Impatiens noli-tangere</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Lamium galeobdolon</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Listera ovata</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Luzula pilosa</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Luzula sylvatica</i> subsp. <i>sylvatica</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Lysimachia nemorum</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Melica uniflora</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Mercurialis perennis</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Milium effusum</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Neottia nidus-avis</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Orchis mascula</i>	2.1	Mercurialis perennis		
<i>Paris quadrifolia</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Phyteuma spicatum</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Platanthera chlorantha</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Potentilla sterilis</i>	1.2	Mercurialis perennis		
<i>Primula elatior</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Pulmonaria obscura</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	2.1	Galium odoratum		
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	1.1	Mercurialis perennis		
<i>Rumex sanguineus</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Sanicula europaea</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Stachys sylvatica</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Veronica montana</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Viola reichenbachiana</i>	1.1	Galium odoratum		
<i>Viola riviniana</i>	1.1	Galium odoratum		

Checkliste Moose (Altwaldindikatoren)

"Hotspot"-Nr.: _____

Art	Waldbindung	Substrat				Signalart	Vorkommen	
		Boden	Steine	Totholz	Rinde		vereinzelt	verbreitet
<i>Amblystegium tenax</i>	2.1		x		x			
<i>Brachythecium plumosum</i>	2.1	x	x					
<i>Conocephalum conicum</i>	2.1	x	x			ja		
<i>Cratoneuron filicinum</i>	2.1	x						
<i>Eurhynchium striatum</i>	1.1	x		x		ja		
<i>Fissidens bryoides</i>	2.1	x						
<i>Fissidens taxifolius</i>	2.1	x						
<i>Homalia trichomanoides</i>	1.1		x		x	ja		
<i>Isothecium alopecuroides</i>	1.1		x		x			
<i>Isothecium myosuroides</i>	1.1		x		x			
<i>Metzgeria furcata</i>	2.1		x		x			
<i>Neckera complanata</i>	1.1		x		x	ja		
<i>Plagiochila asplenioides</i>	1.1	x	x					
<i>Plagiochila porelloides</i>	1.1	x	x		x			
<i>Plagiomnium undulatum</i>	2.1	x						
<i>Rhizomnium punctatum</i>	1.1	x	x	x				
<i>Thuidium tamariscinum</i>	2.1	x		x	x			

alle Arten gehören zur *Eurhynchium-striatum*-Gruppe

Anhang 4

Kartierbogen "Alters- und Zerfallsphase"

Untersuchungsgebiet: _____

Hotspot-Nr.: _____

Flächengröße (ca. in Meter x Meter): _____

Biotoptypen nach dem Kartierschlüssel des Landes SH

Anteil (%)

Wertgebende Strukturen

- 1 Starke Laubbäume > 80 cm BHD
- 2 Baumindividuen a)
- 3 Baumruinen b)
- 4 Kleinstrukturen im stehenden Bestand c)
- 5 Stehendes Totholz starker Dimensionen (>30 cm BHD)
- 6 Totholz liegend d)
- 7 Baumkronen liegend e)

nicht vorhanden	selten	zerstreut	häufig

- a) **Baumindividuen:** Markante, lebende Einzelbäume / Habitatbäume, alt oder überaltert, mit offensichtlich hohem Naturschutzwert
- b) **Baumruinen:** Teilweise abgestorbene Bäume > 30 cm BHD; z.B. Bäume mit abgebrochener Hauptkrone und nachgewachsener Seitenkrone
- c) **Kleinstrukturen:** z.B. Rindentaschen, Rindenverletzungen, Blitzrinnen, Konsolenpilze, Spechthöhlen, Asthöhlen, Stammhöhlen, Mulmtaschen, Schleimfluss
- d) **Totholz liegend:** Liegende, unzersägte Stämme, große Stammstücke bzw. Stammteile und Starkäste von Kronen
- e) **Baumkronen liegend:** Liegende, unzersägte Kronen bzw. umfangreichere Kronenteile

Beeinträchtigungen

- 1 Rückegassen, Fahrgleise
- 2 Übermäßige Erholungsnutzung a)
- 3 Nicht-standortheimisches Baumholz in der Baumschicht
- 4 Frische Stubben b)
- 5 Starke Auflichtung durch Nutzung (> 50% der Kronenfläche)
- 6 Wildverbiss c)

häufig	verbreitet	selten	nicht vorhanden

- a) **Übermäßige Erholungsnutzung:** z.B. Trampelpfade, Mountainbike-Spuren, starker Begang durch Siedlungsnähe
- b) **Frische Stubben:** Auf der Schnittfläche unbemooste Stubben > 50 cm Durchmesser
- c) **Wildverbiss:** Verbiss an den standortheimischen Baumarten

Besonderheiten / Bemerkungen:

Anhang 5

Kartierbogen "Sonderstandorte"

Untersuchungsgebiet: _____

Hotspot-Nr.: _____

Flächengröße (ca. in Meter x Meter): _____

Biotoptypen nach dem Kartierschlüssel des Landes SH	Anteil (%)

Wertgebende Strukturen

- 1 Starkes standortheimisches Weichlaubholz > 40 cm BHD
- 2 Baumindividuen a), Baumruinen b)
- 3 Stehendes Totholz starker Dimensionen (>30 cm BHD)
- 4 Kleinstrukturen im stehenden Bestand c)
- 5 Totholz liegend d), Baumkronen liegend e)
- 6 Quellige Bereiche
- 7 Anmoorige/moorige Bereiche
- 8 Naturnahe Gewässer f)
- 9 Moosdeckung g)
- 10 Erratische Blöcke h)

	nicht				Typ
	vorhanden	selten	zerstreut	häufig	

- a) **Baumindividuen:** Markante, lebende Einzelbäume / Habitatbäume, alt oder überaltert, mit offensichtlich hohem Naturschutzwert
- b) **Baumruinen:** Teilweise abgestorbene Bäume > 30 cm BHD; z.B. Bäume mit abgebrochener Hauptkrone und nachgewachsener Seitenkrone
- c) **Kleinstrukturen:** z.B. Rindentaschen, Rindenverletzungen, Blitzrinnen, Konsolenpilze, Spechthöhlen, Asthöhlen, Stammhöhlen, Mulmtaschen, Schleimfluss
- d) **Totholz liegend:** Liegende, unzersägte Stämme, große Stammstücke bzw. Stammteile und Starkäste von Kronen
- e) **Baumkronen liegend:** Liegende, unzersägte Kronen bzw. umfangreichere Kronenteile
- f) **Naturnahe Gewässer:** Bitte unter "Typ" angeben, ob Fließgewässer (FG), Stillgewässer (SG) oder beides (FG+SG)
- g) **Moosdeckung:** Bitte unter "Typ" angeben, ob Waldmoose (WM) oder Torfmoose (TM) oder beide (WM+TM)
- h) **Erratische Blöcke:** Findlinge und andere Geschiebe

Beeinträchtigungen

- 1 Rückegassen, Fahrgleise
- 2 Übermäßige Erholungsnutzung a)
- 3 Nicht-standortheimisches Baumholz in der Baumschicht b)
- 4 Starke Auflichtung durch Nutzung (> 50% der Kronenfläche)
- 5 Konkurrenzstarke Neophyten in der Kraut- & Strauchschicht c)
- 6 Verbaute Gewässer d)
- 7 Entwässerungsgräben
- 8 Wildverbiss

	nicht			Typ
	häufig	verbreitet	vorhanden	

- a) **Übermäßige Erholungsnutzung:** z.B. Trampelpfade, Mountainbike-Spuren, starker Begang durch Siedlungsnähe
- b) **Nicht-standortheimisches Baumholz:** z.B. Hybridpappeln, Sitkafichte, Spätblühende Traubenkirsche
- c) **Konkurrenzstarke Neophyten in der Kraut- und Strauchschicht:** z.B. *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Prunus serotina*. Arten unter "Typ" angeben
- d) **Verbaute Gewässer:** Gewässer, die durch Verbauungen (Wehre, Sohlschwelen, Begradigungen, technische Böschungsbefestigungen) beeinträchtigt sind

Besonderheiten / Bemerkungen:

Anhang 6



NW-FVA

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt

Organisatorische Hinweise

Teilnahmebeitrag

20 € inkl. Verpflegungspauschale

Anmeldung

Ihre Anmeldung richten Sie bitte **schriftlich** unter Angabe der **Seminar-Nr. 2015-139** an das

Bildungszentrum für Natur, Umwelt und ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25 | 24220 Flintbek
Fax: 04347 704-790
E-Mail: anmeldung@bnur.landsh.de
Online: www.bnur.schleswig-holstein.de

Das Anmeldeformular und die Teilnahmebedingungen finden Sie unter: www.bnur.schleswig-holstein.de

- Service – Anmeldung online oder
- Teilnahmebedingungen

Mit Ihrer Anmeldung erkennen Sie unsere allgemeinen Geschäftsbedingungen an.

Anmeldeschluss

Freitag, 9. Oktober 2015

Veranstalter

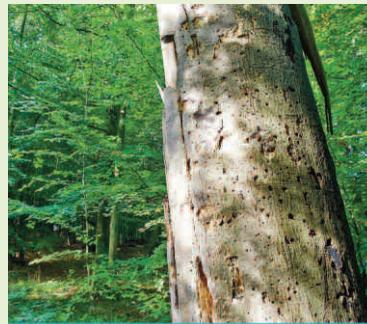
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Tagungsort

Bildungszentrum für Natur, Umwelt und ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25 | 24220 Flintbek
T 04347 704-780 | F 04347 704-790
www.bnur.schleswig-holstein.de
Sie erhalten kurz vor Tagungsbeginn eine Bestätigung zur Veranstaltung sowie die Rechnung.

Programmänderungen

Änderungen des Programms und die Möglichkeit der Absage von Veranstaltungen bleiben den Veranstaltern vorbehalten.



Fotos: Stefan Polte, ideefix, Timon Suhk

Hotspots – Ausgewählte Waldbestände zum Erhalt der Biodiversität

Freitag, 16. Oktober 2015
Bildungszentrum für Natur, Umwelt und
ländliche Räume, Flintbek



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt



bildungszentrum
für natur, umwelt und ländliche räume
des landes schleswig-holstein



Hotspots – Ausgewählte Waldbestände zum Erhalt der Biodiversität

Abschlussveranstaltung eines DBU-Projektes, das die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) in Kooperation mit den Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF) durchgeführt hat.

Neben einer Vorstellung der Projektergebnisse werden aktuelle Strategien zum Erhalt der Biodiversität in Wäldern präsentiert und über das Potenzial einer systematischen Naturschutzplanung diskutiert.

09:30 Uhr Begrüßungskaffee 

10:00 Uhr Worte zur Begrüßung

10:15 Uhr Einführungsvortrag: Aktuelle Strategien zum Erhalt der Biodiversität in Wäldern
Dr. Peter Meyer, NW-FVA

11:00 Uhr Projektvorstellung: Identifizierung und Schutz von Waldbeständen mit vorrangiger Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität
Dr. Andreas Mölder, Falko Engel und
Dr. Marcus Schmidt, NW-FVA

12:00 Uhr Fragen und Diskussion

12:30 Uhr Aktuelle Erkenntnisse zur Datierung urgeschichtlicher Feldfluren („Celtic Fields“) in Altwäldern Schleswig-Holsteins
Dr. Volker Arnold, Arbeitsgruppe Riesewohld
im Verein für Dithmarscher Landeskunde

13:00 Uhr Mittagspause 

14:00 Uhr Impulsvortrag: Welches Potenzial hat eine systematische Naturschutzplanung für den angewandten Naturschutz?
Dr. Peter Meyer, NW-FVA

14:30 Uhr Podiumsdiskussion zum Thema des Impulsvortrags

Moderation: Prof. Dr. Christian Ammer, Universität Göttingen, Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen

Vertreter der Forstverwaltung: Tim Scherer, Schleswig-Holsteinische Landesforsten, SHLF

Vertreter der Forstverbände: Hans Jacobs, Bund Deutscher Forstleute, BDF

Vertreter der Naturschutzverbände:
Fritz Heydemann, NABU Schleswig-Holstein

Vertreter der Naturschutzverwaltung:
Kornelius Kremkau, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, LLUR

Vertreter der Wissenschaft: Dr. Andreas Fichtner, Universität Lüneburg, Institut für Ökologie, AG Landschaftsökologie

15:30 Uhr Fragen aus dem Publikum

16:00 Uhr Zusammenfassung und Verabschiedung
Prof. Dr. Hermann Spellmann, NW-FVA

16:15 Uhr Kaffee zum Abschluss der Veranstaltung

Durch die Veranstaltung führen Prof. Dr. Hermann Spellmann und Dr. Peter Meyer, NW-FVA.