Anwendungsmöglichkeiten von Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten

MARCUS SCHMIDT, HEIKE CULMSEE, STEFFEN BOCH, THILO HEINKEN, JÖRG MÜLLER & INGA SCHMIEDEL

1. Einführung

Die Erhaltung und Förderung der waldtypischen Artenvielfalt sind wichtige Ziele sowohl des Waldnaturschutzes als auch einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Für die Ressourcenschutzpolitik wie für die Forst- und Naturschutzpraxis ist dabei zunächst die Frage relevant, wie viele der vorkommenden Tiere und Pflanzen als Waldarten einzustufen sind. Die Anzahl der gefährdeten Waldarten ist ein häufig genutzter Indikator für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. So diente das Verhältnis der Anzahl gefährdeter Waldarten, klassifiziert gemäß der Kategorien der Roten Liste nach IUCN (2001), im Verhältnis zur Gesamtanzahl an Waldarten im Rahmen der Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE) und im Waldbericht der deutschen Bundesregierung (BMELV 2009) als Nachhaltigkeitsindikator. Ein "Waldartenschutzmanagement" ist auch wesentliches Element des Naturschutzkonzeptes der Bayerischen Staatsforsten (BAYSF 2009). Die Reihe der Beispiele, in denen die Einstufung der Waldbindung verschiedener Organismengruppen Voraussetzung für einen sachgerechten Waldartenschutz ist, ließe sich fortführen. Die vorliegenden Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands können hierfür eine bedeutende wissenschaftliche Grundlage bilden. Wir stellen dazu ein Beispiel aus der Naturschutzforschung in Niedersachsen vor. Auf Grundlage von rasterbasierten Verbreitungsdaten der Farn- und Blütenpflanzen, klassifiziert nach der aktuellen Waldartenliste, konnten hier Hotspots der Artenvielfalt gefährdeter Waldgefäßpflanzen identifiziert werden (Kap. 2.1).

Über die Nutzung der Waldartenlisten als Instrument zur Bewertung der Artenvielfalt hinaus liegen ihre Anwendungsmöglichkeiten vorwiegend in der grundlagen- und praxisorientierten Forschung zu Fragen der Vegetationsökologie, der Biodiversität und des Verständnisses von Ökosystemfunktionen. Erste Anwendungsbeispiele für die Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands gaben SCHMIDT et al. (2003a, b). Eine Zwischenbilanz der vielfältigen Anwendung dieser Waldartenliste nach sieben Jahren ziehen KRIEBITZSCH et al. (2011). Nachfolgend sollen darüber hinaus weitere Anwendungsmöglichkeiten der Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten aufgezeigt werden, die durch die in diesem Band erstmals vereinten Referenzlisten möglich werden.

In Verbindung mit vegetationskundlichen Daten (v. a. Vegetationsaufnahmen) eröffnen die Waldartenlisten neue Möglichkeiten der ökologischen Interpretation von Lebensgemeinschaften. In unseren
Beispielen wird die Waldbindung typischer Arten verschiedener Biotoptypen auf lokaler Ebene am
Beispiel der Pflanzengesellschaften des Nationalparks Kellerwald-Edersee und auf regionaler Ebene für
die Waldgesellschaften Niedersachsens ermittelt (Kap. 2.2). Solche Informationen können die Grundlage
für Maßnahmen zur Verbesserung der Bedingungen für die in Wäldern typischen Lebensgemeinschaften
bilden, wie sie auch in der nationalen Biodiversitätsstrategie der deutschen Bundesregierung gefordert
wird (BMU 2007). In der Naturschutzpraxis kann die Waldartenbindung auch als Indikator für die
Naturnähe von Wäldern verwendet werden, wie der Vergleich eines Naturwaldreservates mit einer
bewirtschafteten Vergleichsfläche unter einheitlichen Boden- und Klimabedingungen in Hessen zeigt
(Kap. 2.3). Bei der Modellierung der räumlichen Verbreitung von nach der FFH Richtlinie
schützenswerten Waldgesellschaften in Niedersachsen kann eine Präzisierung der Modelle erreicht

werden, wenn die Waldbindung der diagnostischen Arten als Zusatzkriterium herangezogen wird (Kap. 2.4). Die Waldartenlisten können auch unterstützend zur Interpretation von Ökosystemprozessen herangezogen werden, wie am Beispiel der räumlichen Verteilung von Arten verschiedener Waldbindung in Waldtypen verschiedener Sukzessionsstadien und im Offenland des Nationalparks Hainich (Thüringen) siehtbar wird (Kap. 2.5).

Natürliche oder naturnahe Ökosysteme stellen Refugien und Reproduktionshabitate für Pflanzen und Tiere dar und leisten somit einen Beitrag für den in situ Schutz der biologischen Diversität, der genetischen Diversität und evolutionärer Prozesse (DE GROOT et al. 2002). Welche solcher Habitat-Ökosystemfunktionen mit der Waldbindung verknüpft sind, untersuchen wir für Moosgesellschaften in Abhängigkeit von der Waldstruktur in einem überregionalen Vergleich (Schwäbische Alb, Hainich-Dün und Schorfheide-Chorin, Kap. 2.6) sowie für die endozoochore Ausbreitungsstrategie von Wald-Gefäßpflanzen (Kap. 2.7).

Wir können an dieser Stelle am Beispiel aktueller Projekte nur einen ersten Einblick in die vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten der Waldartenlisten geben. Darüber hinaus wollen wir anhand dieser Beispiele jedoch auch Interpretations- und Bewertungsspielräume sowie Grenzen bei der Anwendung benennen.

2. Anwendungsbeispiele

2.1 Identifikation von Hotspots gefährdeter Waldgefäßpflanzenarten in Niedersachsen

Das Niedersächsische Pflanzenartenerfassungsprogramm (SCHACHERER 2001) bietet auf der Ebene von Messtischblattquadranten (TK 25) Verbreitungsangaben zu allen 1.819 in Niedersachsen vorkommenden Gefäßpflanzenarten (SCHMIEDEL et al. 2011). Für Arten der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen (GARVE 2004) liegen die Verbreitungsangaben sogar auf der Ebene von Minutenfeldern vor (mittlere Flächengröße 207 ±2 ha). Im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes¹ wurden auf Grundlage dieser seit 1982 ermittelten Verbreitungsangaben in Kombination mit der aktuellen Waldartenliste der Gefäßpflanzen Räume mit besonders hoher Dichte gefährdeter Waldarten identifiziert. Ziel war es hierbei, eine wissenschaftliche Grundlage für die Überprüfung der Effektivität von Schutzgebieten für den Artenschutz und für eine mögliche Umsetzung der Hotspots-Strategie (MEYER et al. 2009) in Niedersachsen zu schaffen.

Abb. 1 zeigt die Verbreitung von eng an Waldlebensräume gebundenen krautigen Rote-Liste-Arten (Gruppen K1.1, K1.2), getrennt nach den niedersächsischen naturräumlichen Großregionen Tiefland und Küste sowie Hügelland (Abgrenzung hier nach PILGRIM & FRANKE 1993). Die Rote Liste des Tieflandes unterscheidet sich von der des Hügellandes (GARVE 2004). Dementsprechend ist auch die Anzahl der Rote-Liste-Arten mit enger Waldbindung unterschiedlich groß (Tiefland 58, Hügelland 63 Arten). Häufungszentren gefährdeter Waldgefäßpflanzenarten liegen im Hügelland in den Naturräumen Alfelder Bergland, Göttingen-Northeimer Wald, Innerstebergland, Kalenberger Bergland und Südliches

.

¹ Die Untersuchungen wurden im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes "Identifizierung von Indikatorartengruppen für ein Biodiversitäts-Monitoring zur Bewertung von Grünland- und Waldlebensräumen" (DBU 26752/33-0) durchgeführt.

Harzvorland. Im Tiefland zeichnen sich u. a. die Oldenburger, Wesermünder und Zeevener Geest, das Uelzener und Bevenser Becken, die Rahden-Diepenauer Geest, die Hannoversche Moorgeest, die Burgdorf-Peiner-Geestplatten und das Ostbraunschweigische Flachland durch Hotspots von Waldgefäßpflanzenarten der Roten Listen aus. Das westliche Tiefland ist ausgesprochen arm an gefährdeten Waldarten. Quadranten mit hoher Anzahl an Rote-Liste-Waldarten sind im Tiefland wesentlich stärker aggregiert als im Hügelland (Tiefland: 58 Arten, Moran's Index = 0.07, z = 21.1, p <0.01; Hügelland: 63 Arten, Moran's Index = 0.09, z = 72.4, p <0.01).

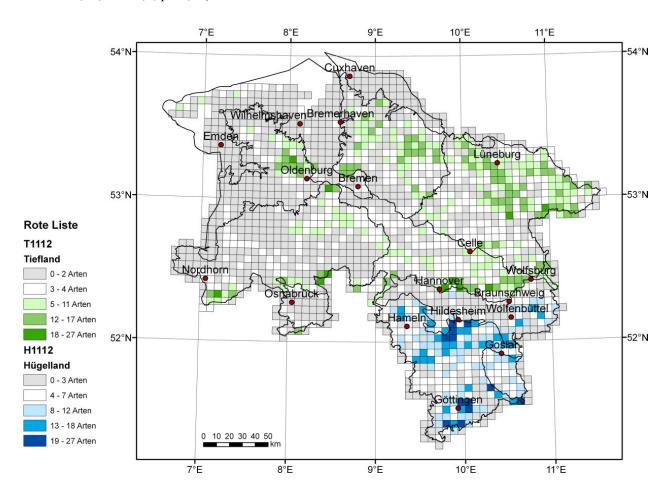


Abb. 1: Anzahl der Rote-Liste-Waldarten der Gruppen K1.1 und K1.2 im Tiefland/Küste bzw. Hügelland Niedersachsens. Die naturräumliche Grenze zwischen den Großregionen verläuft südliche der Landeshauptstadt Hannover (Abgrenzung hier nach PILGRIM & FRANKE 1993). Um die Lage von Hotspots in den beiden Großregionen vergleichbar zu machen, erfolgte die GIS-Darstellung über standardisierte und um den Mittelwert zentrierte Werte und über natürliche Grenzwert-Modelle. Für die Quadranten in Randlage, die eine geringere Landfläche als die vollständig im Niedersachsen gelegenen Quadranten aufwiesen, wurde die Artenzahl auf Grundlage der Rote-Liste-Artenzahlen der Minutenfelder auf die wahrscheinliche Artenzahl eines vollständigen Quadranten extrapoliert (Rarefaction-Methode nach GOTELLI & COLWELL 2001). Datengrundlage: Niedersächsisches Pflanzenartenerfassungsprogramm (1982-2004).

Am Beispiel des im Tiefland gelegenen Naturraums Oldenburger Geest sollen weiter gehende Auswertungsmöglichkeiten aufgezeigt werden. Abb. 2 zeigt die Anzahl der Rote-Liste-Waldarten der Gruppen K1.1 und K1.2 auf Minutenfeldebene, dargestellt in vier Klassen. Die Klasse von 11-22 Arten umfasst die Zentren besonders hoher Artendichte (Hotspots) von eng an Wälder gebundenen Rote-Liste-Arten. Alle Minutenfelder mit mehr als sieben Rote-Liste-Arten sind durch das Vorkommen von seit mehreren hundert Jahren bestehenden Waldgebieten (historisch alten Wäldern, vgl. WULF 1994) gekennzeichnet. Die Habitatkontinuität hat also in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung.

Hotspots treten hier vor allem in Feuchtwäldern (Alno-Ulmion) und in Stieleichen-Hainbuchenwäldern (Carpinion betuli) gehäuft auf (vgl. FARJON & FARJON 1991, HUNTKE 2002).

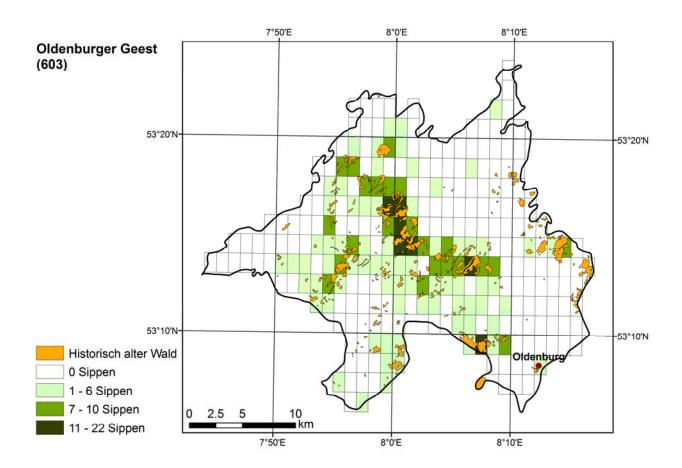


Abb. 2: Anzahl der Rote-Liste-Waldarten der Gruppen K1.1 und K1.2 auf Minutenfeldebene sowie Verbreitung von alten Waldstandorten im Naturraum Oldenburger Geest, Niedersachsen. Datengrundlagen: Niedersächsisches Pflanzenartenerfassungsprogramm (1982-2004); Daten des Niedersächsischen Forstplanungsamtes

Untersucht man nun für den Naturraum Oldenburger Geest die Effektivität von Schutzgebieten für den Waldartenschutz, so zeigt sich, dass nur ein Teil der Hotspots in der Schutzgebietskulisse Berücksichtigung findet (Abb. 3). Es gibt in diesem Naturraum vier Naturschutzgebiete (NSG Roggenmoor, NSG Stamers Hop, NSG Dreibergen, NSG Bockhorner Moor) die insgesamt eine Fläche von knapp 400 ha einnehmen. Jedoch sind von diesen nur ca. 12 ha von Wald bedeckt und somit für den Waldartenschutz geeignet, so dass ein effektiver Waldartenschutz allein durch Naturschutzgebiete in diesem Naturraum nicht gegeben ist. Mit den insgesamt 747 ha Waldflächen in FFH-Gebieten liegen jedoch bedeutende Hotspots in Schutzgebieten, wie z. B. im FFH-Gebiet Mansholter Holz, Schippstroht sowie Haaren und Wold bei Wechloy. Insbesondere die Waldgebiete Michelshorn, Rechter Brok und Heller Büsche, in denen mehrere benachbarte Minutenfelder jeweils mehr als 11 gefährdete Waldarten beherbergen, sind jedoch nur zu einem kleinen Teil nach der FFH-Richtlinie geschützt (FFH-Gebiet Garnholt).

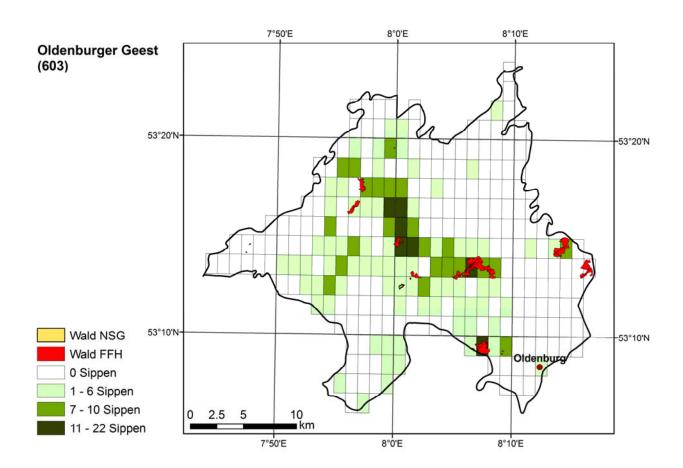


Abb. 3: Anzahl der Rote-Liste-Waldarten der Gruppen K1.1 und K1.2 auf Minutenfeldebene sowie Verbreitung von Waldflächen in Naturschutz- und FFH-Gebieten im Naturraum Oldenburger Geest, Niedersachsen. Datengrundlage: Niedersächsisches Pflanzenartenerfassungsprogramm (1982-2004)

2.2 Waldartengruppenzusammensetzung unterschiedlicher Waldtypen

Der Nationalpark Kellerwald-Edersee (Hessen) schützt auf einer Fläche von 5.724 ha einen weitgehend unzerschnittenen Hainsimsen-Buchenwaldkomplex. Hier soll im Folgenden die Waldartenzusammensetzung der verschiedenen Gesellschaften des Buchenwaldkomplexes anhand von Vegetationsaufnahmen auf Dauerbeobachtungsflächen untersucht werden. In den Jahren 2008 und 2009 wurde an jedem fünften von insgesamt 1.379 Rasterpunkten (systematisches 200 x 200 m-Raster) einer permanenten Stichprobeninventur eine Vegetationsaufnahme durchgeführt. Dabei wurden bodenbewohnende Gefäßpflanzen, Moose und Flechten sowie deren Deckungsgrade auf 100 m²-Probeflächen im Wald und im Offenland erhoben (SCHMIDT 2010). Die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen zu Vegetationstypen erfolgte über eine Stetigkeitstabelle, die Überprüfung ihrer Trennarten über den Algorithmus von TSIRIPIDIS et al. (2009).

Abb. 4 zeigt die mit den Stetigkeiten gewichteten Anteile der Waldartengruppen und Offenlandarten in den acht abgegrenzten Vegetationstypen. Die höchsten Anteile eng an Wald gebundener Arten (Gruppe 1.1) weisen hier die Waldmeister- und Hainsimsen-Buchenwälder auf. Mit ihren höheren Anteilen der Gruppen 2.1, 1.2 und 2.2 ähneln Laub-Nadel-Mischwälder (hier überwiegend Fichte und Buche) stärker den Fichten- als den Buchenwäldern. Mit Ausnahme der, vorwiegend im Jahr 2007 durch den Orkan Kyrill entstandenen Schlagfluren, fehlen Offenlandarten in den im Wald erhobenen

Vegetationsaufnahmen vollständig. Umgekehrt fehlen die eng an Wald gebundenen Arten (Gruppen 1.1, 1.2) weitgehend im Extensivgrünland, das sich durch einen hohen Anteil der im Wald und im Offenland vorkommenden Arten (Gruppen 2.1, 2.2) sowie durch Offenlandarten auszeichnet.

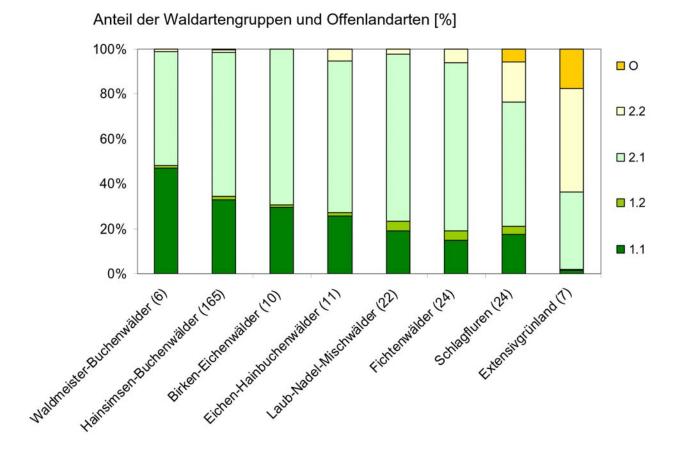


Abb. 4: Anteil der Waldartengruppen und Offenlandarten (Gefäßpflanzen, bodenbewohnende Moose und Flechten) in den im Nationalpark Kellerwald-Edersee häufigen Vegetationstypen (in Klammern die Anzahl der Vegetationsaufnahmen), gewichtet mit der Stetigkeit der Arten. Datengrundlage: 269 Vegetationsaufnahmen an Rasterpunkten der permanenten Stichprobeninventur

Eine synoptische Interpretation der Ökologie von Waldlebensgemeinschaften ist anhand überregionaler Vegetationsübersichten möglich. Im Rahmen des oben genannten DBU-Projektes wurde eine Übersicht der in Niedersachsen vorkommenden Waldgesellschaften auf Grundlage von 5.365 Literatur-Vegetationsaufnahmen erstellt (CULMSEE et al. in Vorb.). Auf der Grundlage dieses umfangreichen Datensatzes und des großen Bezugsraumes lassen sich hier für die einzelnen, auf Verbands- bzw. Unterverbandsebene zusammengefassten Waldtypen charakteristische Anteile der Waldartengruppen bzw. der Offenlandarten erkennen (Abb. 5).

Den mit mehr als 50 % höchsten Anteil von Arten geschlossener Wälder (Gruppe 1.1) weisen Waldmeister-Buchenwälder (Galio-Fagenion), Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion betuli) und Linden-Ahorn-Hang- und Schluchtwälder (Tilio-Acerion) auf. Orchideen- (Cephalanthero-Fagenion) und Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagion) sind durch etwas geringere Anteile der Gruppe 1.1, dafür jedoch höhere Anteile der Gruppen 1.2 und vor allem 2.1 gekennzeichnet. Die im Wald wie im Offenland verbreiteten Arten (Gruppe 2.1) erreichen in allen übrigen Waldtypen Anteile von mehr als 60 %, in Sand- und Silikat-Kiefernwäldern (Dicrano-Pinion) sowie in Moorwäldern (Betulion

pubescentis) sogar 87 %. Der Anteil der Gruppe 2.1 steigt in erster Linie mit dem Lichtangebot am Waldboden. Die Gruppe 2.2 ist mit Anteilen von 21 bzw. 13 % in Silberweiden-Wäldern (Salicion albae) und in Karbonat-Kiefernwäldern (Erico-Pinion) besonders stark vertreten. Während in Silberweiden-Wäldern hierfür vor allem nitrophile Arten mit Offenland-Schwerpunkt verantwortlich sind (z. B. Agrostis stolonifera, Arctium lappa, Calystegia sepium, Ceratodon purpureus, Chaerophyllum bulbosum, Cirsium arvense, Cuscuta europaea), treten in den Karbonat-Kiefernwäldern eine Reihe von Arten der Kalk-Halbtrockenrasen auf, aus denen sie entstanden sind. Hierzu gehören beispielsweise Cirsium acaule, Koeleria pyramidata, Linum catharticum, Lotus corniculatus und Sanguisorba minor. Reine Offenlandarten wie Artemisia vulgaris, Elymus repens, Persicaria amphibia und Tanacetum vulgare spielen nur in den Silberweiden-Wäldern eine nennenswerte Rolle (10 %).

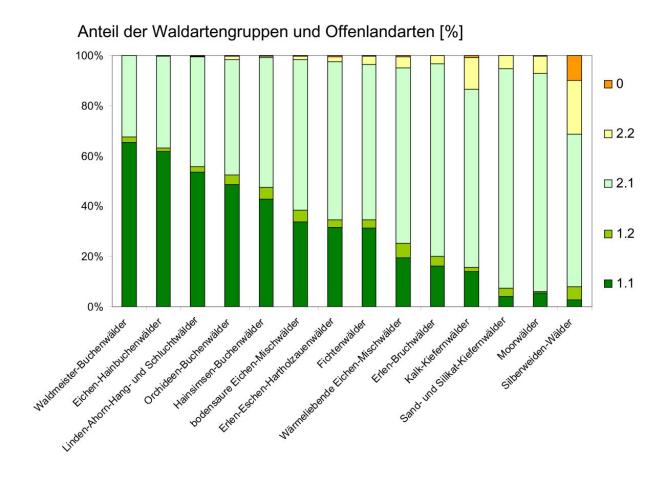


Abb. 5: Anteil der Waldartengruppen und Offenlandarten (Gefäßpflanzen, Moose und Flechten) in Wäldern Niedersachsens, gewichtet mit der Stetigkeit der Arten. Vegetationseinheiten sind auf der Ebene von Verbänden und Unterverbänden zusammengefasst. Datengrundlage: 5.365 Vegetationsaufnahmen, aus der Literatur zusammengestellt von CULMSEE et al. (in Vorb.)

2.3 Waldartengruppenzusammensetzung im Vergleich Naturwaldreservat/Wirtschaftswald

Unterschiede hinsichtlich der Anteile von Waldartengruppen und Offenlandarten lassen sich beim Vergleich von Naturwaldreservaten mit benachbarten Wirtschaftswäldern finden (SCHMIDT & SCHMIDT 2007). In dem nachfolgenden Beispiel wurden 60 Vegetationsaufnahmen aus dem hessischen Naturwaldreservat "Goldbachs- und Ziebachsrück" bei Bebra ausgewertet. Das Gebiet umfasst einen für Nordhessen typischen Ausschnitt eines Hainsimsen-Buchenwaldes auf Mittlerem Buntsandstein. Die Vegetationsaufnahmen

entstanden im Jahr 2009 auf 100 m² großen Probeflächen, von denen 24 in dem seit 1988 forstlich nicht mehr genutzten Naturwaldreservat und 36 in zwei direkt angrenzenden, weiterhin bewirtschafteten Vergleichsflächen mit ansonsten gleicher Bestandesgeschichte, gleichen Boden- und Klimabedingungen lagen.

Während sich das Naturwaldreservat durch eine dicht geschlossene Baumschicht von im Mittel rund 90 % und eine sehr geringe Krautschichtdeckung von durchschnittlich nur 1 % auszeichnet, sind die Vergleichsflächen infolge der forstlichen Bewirtschaftung deutlich aufgelichtet. Die Baumschicht bedeckt hier im Mittel rund 50 % und die Krautschicht 10 %. Bei der insgesamt sehr geringen Deckung der Moosschicht zeigen sich keine nennenswerten Unterschiede zwischen Naturwaldreservat und Vergleichsflächen. Die im Gebiet von Goldbachs- und Ziebachsrück erkennbaren großen Unterschiede zwischen dem unbewirtschafteten und den bewirtschafteten Teilen sind ausschließlich auf forstliche Eingriffe, nicht jedoch auf standörtliche Unterschiede zurückzuführen, wie die Ergebnisse der forstlichen Standortkartierung zeigen.

Die Analyse der Waldbindung der in den Teilflächen auftretenden Gefäßpflanzen, Moos- und Flechtenarten der Bodenvegetation (Abb. 6) zeigt, dass sowohl im Naturwaldreservat als auch in den Vergleichsflächen der Anteil von Arten, die im Wald und im Offenland gleichermaßen verbreitet sind (Gruppe 2.1), jeweils bei zwei Drittel liegt. Zu dieser Gruppe zählen hier beispielsweise Carex pilulifera, Luzula luzuloides und Polytrichum formosum. Während jedoch in den Vergleichsflächen auch Pflanzen des Offenlandes (z. B. Alopecurus geniculatus, Plantago maior und Poa annua), Waldarten mit Schwerpunkt im Offenland (z. B. Agrostis stolonifera, Carex ovalis und Prunella vulgaris) sowie Arten der Waldränder und -verlichtungen (z. B. Cardamine flexuosa, Digitalis purpurea und Epilobium angustifolium) nennenswerte Anteile erreichen, fehlen diese Gruppen im Totalreservat vollständig. Dafür zeichnet sich das Naturwaldreservat durch einen deutlich größeren Anteil von weitgehend an geschlossene Wälder gebundenen Arten aus als die Vergleichsflächen (33 gegenüber 19 %). Interessant ist, dass in dieser Gruppe mit Herzogiella seligeri, Pseudotaxiphyllum elegans und Mnium hornum drei säure- und schattentolerante Moosarten vertreten sind, die schwerpunktmäßig oder sogar ausschließlich im Naturwaldreservat vorkommen. Die Mehrzahl der Arten mit Schwerpunkt oder ausschließlichem Vorkommen in den Vergleichsflächen muss in Hainsimsen-Buchenwäldern zu den Störungszeigern gerechnet werden, die auf ein höheres Licht- und Nährstoffangebot sowie auf Bodenverwundung und -verdichtung positiv reagieren (z. B. Calamagrostis epigejos, Carex remota, Juncus effusus, Poa trivialis und Urtica dioica).

Wie die Anwendungsbeispiele der Abb. 4 und 5 zeigen, ist ein höherer Anteil von Arten der Gruppe 2.2 für einige Vegetationseinheiten charakteristisch (z. B. Schlagfluren, Kalk-Kiefernwälder oder Silberweiden-Wälder), während er für andere (z. B. Waldmeister- oder Hainsimsen-Buchenwälder) als untypisch anzusehen ist. So müssen Waldarten mit Schwerpunkt im Offenland genauso wie die reinen Offenlandarten in Hainsimsen-Buchenwäldern bei gehäuftem Auftreten als Anzeiger anthropogener Störungen bewertet werden (vgl. Abb. 6). In diesem Sinne kann über die Waldartenlisten auch eine Naturnähebewertung von Vegetationsdaten bzw. die Abschätzung eines Nutzungseinflusses erfolgen. Allerdings muss sie, wie unsere Beispiele zeigen, nach Vegetationstypen getrennt vorgenommen werden. Sie setzt Kenntnisse über die typische Wald- und Offenlandartengruppenzusammensetzung der verschiedenen Vegetationseinheiten voraus (vgl. MÖLDER et al. 2006). Die erforderlichen Vergleichswerte lassen sich am besten aus großen, umfassenden Vegetationsdatenbanken gewinnen, die noch nicht in allen Teilen Deutschlands aufgebaut, geschweige denn auf überregionaler Ebene vernetzt sind (EWALD 2001, JANSEN et al. 2011).

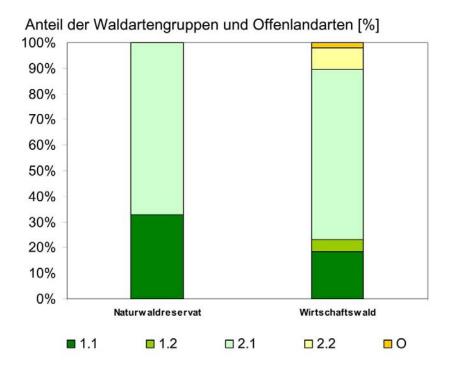


Abb. 6: Anteil der Waldartengruppen und Offenlandarten (Gefäßpflanzen, Moose und Flechten) im Naturwaldreservat "Goldbachs- und Ziebachsrück" und im benachbarten Wirtschaftswald, gewichtet mit der Stetigkeit der Arten in den Vegetationsaufnahmen. Datengrundlage: 60 Vegetationsaufnahmen auf 100 m² großen Probeflächen

2.4 Prognose von Waldgesellschaften – Waldbindung als Zusatzkriterium

Auf der Grundlage der oben erwähnten Übersicht der Waldgesellschaften Niedersachsens und der Daten des Niedersächsischen Pflanzenartenerfassungsprogrammes (SCHACHERER 2001) wurde eine Modellierung der Verbreitung von Waldgesellschaften auf Ebene von Messtischblattquadranten anhand von Indikatorarten vorgenommen. Die Modellierungsergebnisse wurden dann bekannten Verbreitungsangaben der Waldgesellschaften gegenübergestellt (CULMSEE et al. in Vorb.). Zur Modellierung wurden die mit dem Algorithmus von TSIRIPIDIS et al. (2009) überprüften Trennarten (Indikatorarten) der Waldgesellschaften herangezogen, die zu den Waldartengruppen 1.1 und 1.2 gehören und demnach nicht im Offenland vorkommen. Die enge Waldbindung der Indikatorarten ist hier also ein wesentliches Zusatzkriterium, um Vegetationstypen des Offenlandes ausschließen und die Vorhersagegenauigkeit des Modells verbessern zu können.

Als Beispiel soll hier die Modellierung der Verbreitung von Orchideen-Buchenwäldern in Niedersachsen angeführt werden (Abb. 7). Es wurden sechs diagnostische Arten der Krautschicht herangezogen: *Campanula persicifolia* (K1.2), *Carex digitata* (K1.1), *Cephalanthera damasonium* (K1.1), *Daphne mezereum* (S1.1), *Epipactis helleborine* (K1.1) und *Melica nutans* (K1.1). Nach Sichtung bekannter Verbreitungsangaben (Quellen: Literatur, selektive Biotopkartierung, FFH-Lebensraumtypenkartierung) und eigener Überprüfung im Gelände (Abb. 8) konnte über eine logistische Regressionsanalyse eine Auftretenswahrscheinlichkeit der Orchideen-Buchenwälder von 87 % bei Präsenz aller sechs Indikatorarten in einem Messtischblattquadranten ermittelt werden (CULMSEE et al. in Vorb.).

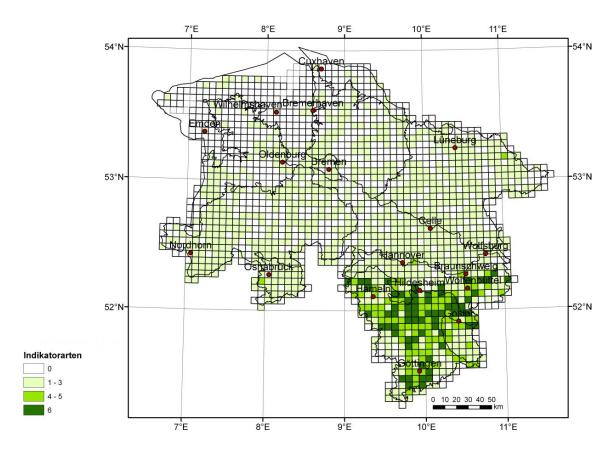


Abb. 7: Auf der Grundlage von Verbreitungsangaben aus dem Niedersächsischen Pflanzenartenerfassungsprogramm modellierte Verbreitung von Orchideen-Buchenwäldern (Carici-Fagetum) auf Ebene von Messtischblattquadranten (CULMSEE et al. in Vorb.)

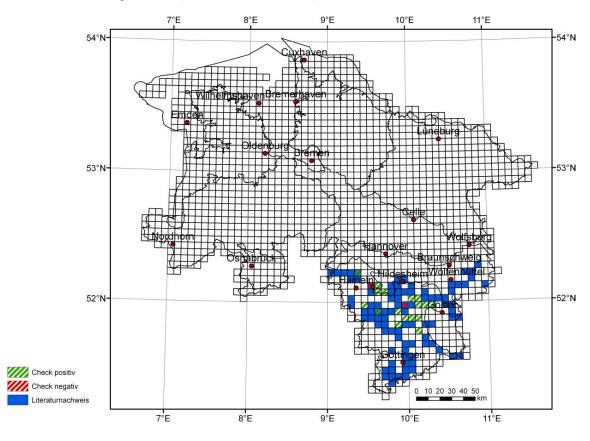


Abb. 8: Verbreitung von Orchideen-Buchenwäldern (Carici-Fagetum) nach Verbreitungsangaben aus der Literatur, der selektiven Biotopkartierung und der FFH-Lebensraumtypenkartierung. Schraffierte Messtischblattquadranten wurden überprüft.

2.5 Rasterbasierte räumliche Verteilung von Wald- und Offenlandarten

Im Rahmen des Biomonitorings im Nationalpark Hainich (Thüringen) wird eine permanente Stichprobeninventur auf fest markierten systematischen Rasterpunkten (200 x 200 m-Raster) durchgeführt. In konzentrischen Probekreisen unterschiedlicher Größe werden dabei u. a. Waldstruktur- und Vegetationsdaten erhoben. Die Erfassung der Bodenvegetation (Strauch- und Krautschicht) erfolgt im 3 m-Radius (Flächengröße: 28,3 m²). Insgesamt 1.670 der 1.902 Stichprobepunkte wurden in den Jahren 1999 bis 2003 aufgenommen (Abb. 9). Von den dabei entstandenen insgesamt 41.996 Art-Datensätzen enthielten 37.742 Angaben über eindeutig bestimmte Gefäßpflanzen, die den vier Waldbindungskategorien zugeordnet oder als Offenlandarte eingestuft werden konnten. Die Anzahl der an den Rasterpunkten gefundenen Wald- und Offenlandarten der Krautschicht ist in den Abb. 11a-c dargestellt. Bei der Visualisierung der Verbreitungsmuster wurden natürliche Grenzwerte für jeweils fünf Sippenzahl-Klassen verwendet. Hinterlegt ist die räumliche Verteilung der Wald- und Offenland-Biotoptypen auf der Grundlage der 1998-2003 durchgeführten Kartierung (Abb. 10).

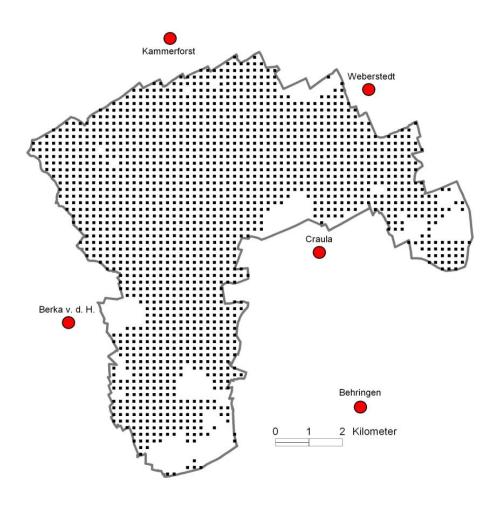


Abb. 9: Lage von 1.670 aufgenommen Dauerbeobachtungs-Rasterpunkten (nach NATIONALPARK-VERWALTUNG HAINICH 2008)

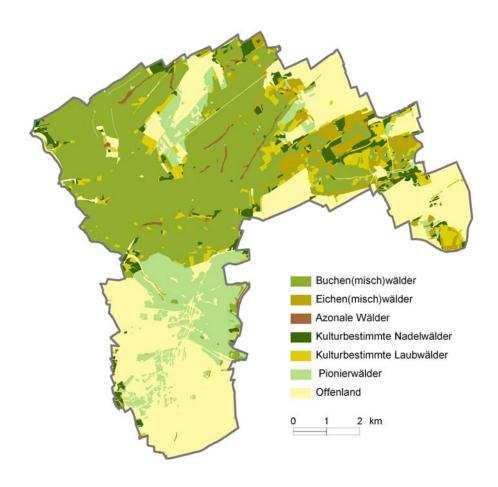


Abb. 10: Verbreitung der Biotoptypengruppen im Nationalpark Hainich (nach NATIONALPARK-VERWALTUNG HAINICH 2008)

Die Arten der Gruppe K1.1 sind erwartungsgemäß eng an bewaldete Bereiche gebunden und treten außerhalb des Waldes nur dort auf, wo Gehölzstrukturen zu finden sind (Abb. 11a). Die Gruppe K1.2 fehlt ebenfalls weitgehend im Offenland. Sie hat ihren Schwerpunkt an Waldinnen- und Waldaußenrändern sowie im Bereich von Pionierwäldern (Abb. 11a). Diese haben sich hier größtenteils auf im Zuge einer militärischen Nutzung vor der Nationalpark-Ausweisung entstandenen Kahlschlagflächen bzw. infolge der Nutzungsaufgabe im Übergangsbereich zwischen Wald und Offenland gebildet (NATIONAL-PARK-VERWALTUNG HAINICH 2008). Die Gruppe K2.1 ist weitgehend gleichmäßig im Gebiet verteilt, jedoch in den von Buchen geprägten Wäldern (vorwiegend Hordelymo-Fagetum) relativ schwach vertreten (Abb. 11b, vgl. dazu auch Abb. 5). Die Gruppen K2.2 und O haben ihren Schwerpunkt außerhalb des Waldes (Abb. 11b, 11c). Dabei ist jedoch die Gruppe K2.2 im Bereich von Pionierwäldern sowie in ehemaligen und aktuellen Offenflächen innerhalb des Waldes zu finden. Die Gruppe O tritt fast ausschließlich außerhalb von Waldflächen auf (Abb. 11c). Die wenigen Punkte mit Vorkommen von Offenlandarten im Wald geben Hinweise auf eine ehemalige Nutzung (z. B. Wildäcker, Gebäudereste). In Abbildung 11c ist, als ein Beispiel für die Möglichkeit der Kombination der Waldarteneinstufung mit weiteren Informationen, die Verbreitung von ausgesprochenen Stickstoffzeigern (Stickstoffzahl 8 nach ELLENBERG et al. 2001, hier: Allium ursinum, Anemone ranunculoides, Arum maculatum, Campanula trachelium und Corydalis cava) sowie die von Neophyten (im Beispiel ausschließlich Impatiens parviflora) aus der Gruppe K1.1 dargestellt.

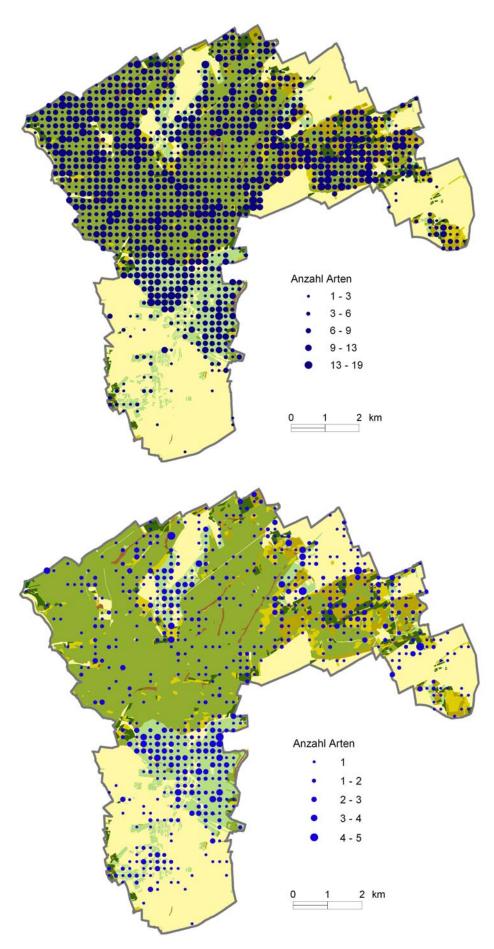


Abb. 11a: Verbreitung und Anzahl von Arten der geschlossenen Wälder (K1.1, oben) sowie der Waldränder und - verlichtungen (K1.2) im Nationalpark Hainich

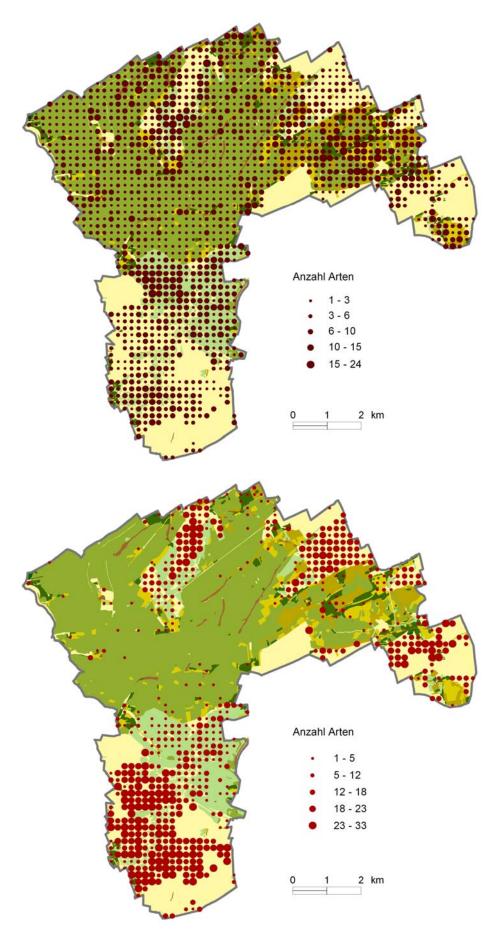


Abb. 11b: Verbreitung und Anzahl von im Wald wie im Offenland verbreiteten Arten (K2.1, oben) sowie von Waldarten mit Schwerpunkt im Offenland (K2.2) im Nationalpark Hainich

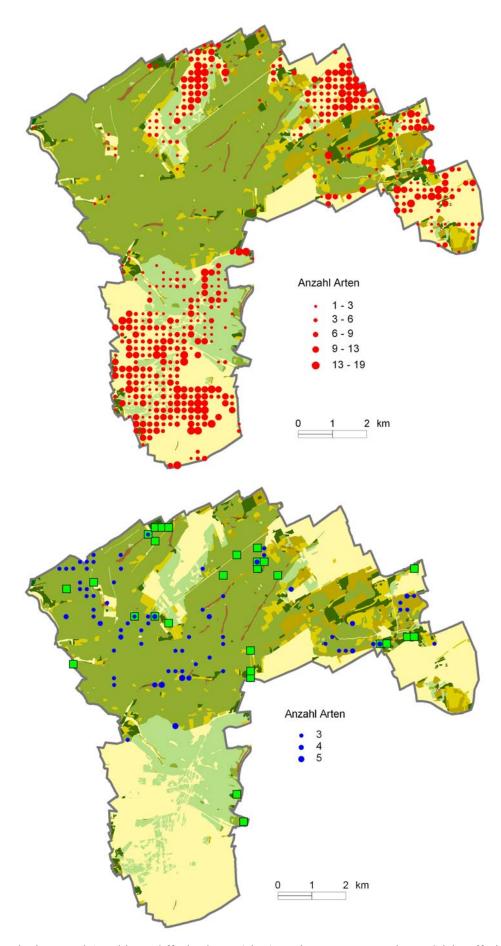


Abb. 11c: Verbreitung und Anzahl von Offenlandarten (oben) sowie von ausgesprochenen Stickstoffzeigern (blaue Kreissymbole, N-Zahl 8, nur Punkte mit 3-5 Arten) und Neophyten (grüne Kästchen) unter den Arten der geschlossenen Wälder (K1.1) im Nationalpark Hainich

2.6 Regionaler Vergleich des Waldartengruppenspektrums von Moosen unter Berücksichtigung der Waldstruktur

Im Rahmen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten Großprojekts "Biodiversitäts-Exploratorien" (FISCHER et al. 2010) wurden Moose auf insgesamt 1.050 Wald-Untersuchungsflächen in den drei Regionen Schwäbische Alb, Hainich-Dün und Schorfheide-Chorin erfasst (MÜLLER et al. in Vorb.). Dabei wurden alle Moosarten berücksichtigt, also auch epiphytische, epilithische, lignikole und terrikole Arten. Die untersuchten Aufnahmeflächen von 20 x 20 m Größe spiegeln jeweils einen großen Teil der regional vorkommenden Laub- und Nadelwaldtypen wider und beinhalten unbewirtschaftete Buchenwälder, Plenterwälder, Dauerwälder, Altersklassenwälder mit Laubbäumen sowie Nadelwälder mit Kiefer und Fichte. Auf denselben Flächen wurden Inventuren durchgeführt, bei denen Baumhöhe und Holzvorrat gemessen wurden (HESSENMÖLLER et al. in Vorb.). Für jede Untersuchungsregion wurden die Anteile der Moosarten entsprechend der Waldbindungskategorien berechnet. Anschließend wurden Einflüsse der Region, der Nutzungstypen und der forstlichen Parameter auf das Vorkommen von Waldarten getestet.

Der Anteil von eng an Wald gebundenen Moosarten (M1.1, M1.2) in den Untersuchungsregionen lag im Mittel um 25 %. Dabei gab es aber regionale Unterschiede (Abb. 12). So hatten die Arten der Waldränder und -verlichtungen (M1.2) in der Region Schorfheide-Chorin einen deutlich größeren Anteil am Artenspektrum als in den anderen beiden Untersuchungsregionen. Die überwiegende Anzahl der Moose gehört in allen drei Regionen in die Gruppe der im Wald wie im Offenland verbreiteten Arten (M2.1). Überwiegende bzw. reine Offenlandarten (M2.2. und O) waren dagegen sehr selten in den untersuchten Wäldern zu finden.

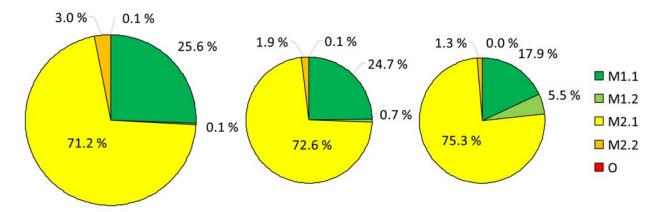


Abb. 12: Anteile der Waldartengruppen und Offenlandarten an der Gesamtzahl der erfassten Moosarten in den Regionen Schwäbische Alb (links), Hainich-Dün (Mitte) und Schorfheide-Chorin (rechts). Die Kreisgröße symbolisiert die mittlere Artenzahl pro Aufnahmefläche (Schwäbische Alb: 17, Hainich-Dün: 11, Schorfheide-Chorin: 10). Die Gesamtartenzahl lag in der Schwäbischen Alb bei 146 (n = 338 Plots), in der Region Hainich-Dün bei 115 (n = 271 Plots) und in der Region Schorfheide-Chorin bei 84 Arten (n = 441 Plots).

Die forstliche Bewirtschaftung hatte keinen Einfluss auf die Anteile der Waldartengruppen. So wiesen unbewirtschaftete Buchenwälder einen genauso großen Anteil an Waldarten der Gruppe 1 auf wie bewirtschaftete. Andererseits zeigten sich positive Zusammenhänge zwischen dem Anteil der Laubbaumarten, Holzvorrat und Baumhöhe und dem Waldartenanteil der Moose (MÜLLER et al. in Vorb.). Der Deckungsgrad der Baumschicht hatte ebenfalls einen positiven Effekt auf den Anteil eng an Wald gebundener Moosarten, wie hier am Beispiel der Region Schorfheide-Chorin gezeigt wird (Abb. 13).

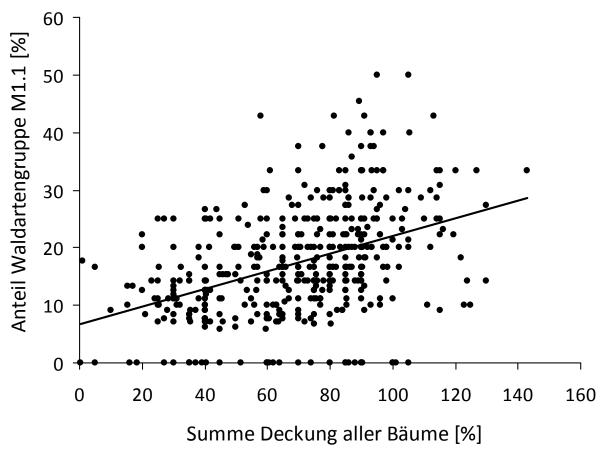


Abb. 17: Anteil von Moosarten der geschlossenen Wälder (M1.1) an der Gesamtzahl der Moosarten pro Vegetationsausfnahme in Abhängigkeit vom Baumschicht-Deckungsgrad (Summe der Deckungen aller Bäume) in der Region Schorfheide-Chorin (R²=0,18; P <0,0001)

2.7 Herkunft von durch Schalenwild ausgebreiteten Gefäßpflanzensamen

Ausbreitung von Pflanzen ist ein ökologischer Schlüsselprozess, der die Biodiversität von Pflanzengemeinschaften entscheidend beeinflussen kann, und somit eine wichtige Ökosystemfunktion. Der Transport von Samen über größere Entfernungen wird dabei als entscheidende Größe angesehen. Als biotische "Vektoren" in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft sind neben Menschen und Vögeln größere Säugetiere von Bedeutung; in Wäldern sind dies aufgrund ihrer Mobilität und hohen Populationsdichte vermutlich vor allem Schalenwildarten.

In zwei Projekten in Nordostdeutschland (Brandenburg; HEINKEN et al. 2001, HEINKEN & RAUDNITSCHKA 2002) und in Nordwestdeutschland (Schleswig-Holstein, Niedersachsen; SCHMIDT et al. 2004, OHEIMB et al. 2005) wurde daher die Ausbreitung von Pflanzensamen durch Reh, Damhirsch, Rothirsch und Wildschwein untersucht. Zur Erfassung der Endozoochorie (Ausbreitung durch Kot nach Darmpassage) wurde frische Losung in den Wäldern gesammelt, und die Proben wurden daraufhin im Gewächshaus zur Keimung gebracht. Epizoochorie (Ausbreitung durch Anheftung an der Oberfläche der Tiere) wurde untersucht, indem Fell und Hufe von in Wäldern geschossenen Individuen vollständig ausgebürstet wurden. Trotz Unterschieden zwischen den Tierarten und Untersuchungsgebieten zeigte sich, dass durch Schalenwild erhebliche Anzahlen von Pflanzenarten und Samen ausgebreitet werden (HEINKEN et al. 2005).

Weitgehend unbekannt ist bis heute, über welche Distanzen und mit welchen räumlichen Mustern solche Ausbreitungsprozesse stattfinden. Die Auswertung der Spektren anhand der Waldartenliste zeigt, dass bei der

Endozoochorie (Abb. 18) fast durchweg Pflanzenarten vorherrschen, die ausschließlich oder ganz überwiegend im Offenland wachsen (Gruppen O und 2.2), obwohl die Losung in Wäldern gesammelt worden war. Waldarten der Gruppen 1.1 und 1.2 waren dagegen insbesondere nach der Zahl der Samen zu vernachlässigen. Auch bei der Epizoochorie (Abb. 19) ergibt sich ein ähnliches Bild, doch sind hier Waldarten der Gruppen 1.1 und 1.2 stärker vertreten, während Offenlandarten und solche der Waldartengruppe 2.2 ein wenig zurücktreten.

Die Waldartenliste ermöglicht es damit, eine Aussage über die Herkunft der ausgebreiteten Diasporen zu treffen. Offenbar findet durch Schalenwild ein Eintrag von Offenland-Arten in die Wälder statt, wo sie – häufig handelt es sich um Ruderalpflanzen – nach Störungen ggf. aufkommen können. Dagegen bestätigt sich das von VERHEYEN et al. (2003) und anderen postulierte geringe Ausbreitungspotenzial der Arten mit enger Waldbindung (Gruppe 1).

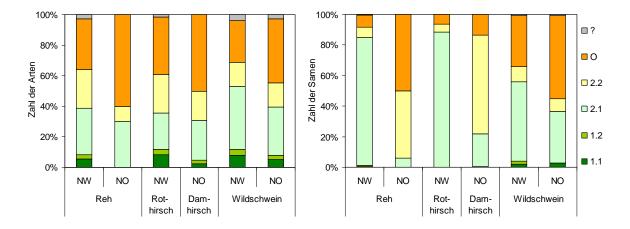


Abb. 18: Verteilung der von Schalenwild endozoochor ausgebreiteten Gefäßpflanzenarten auf die Waldartengruppen und Offenlandarten (ohne Schichtzuordnung); links: Anteile an der Gesamtzahl der Arten; rechts: Anteile an der Gesamtzahl der Samen. Datengrundlage: HEINKEN et al. (2005); ? = Nicht bis zur Art bestimmbar und daher nicht zuzuordnen

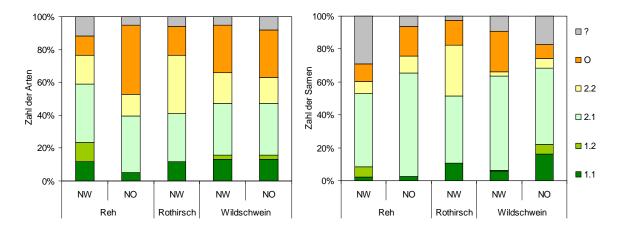


Abb. 19: Verteilung der von Schalenwild epizoochor ausgebreiteten Gefäßpflanzenarten auf die Waldartengruppen und Offenlandarten (ohne Schichtzuordnung); links: Anteile an der Gesamtzahl der Arten; rechts: Anteile an der Gesamtzahl der Samen. Erläuterung s. Abb. 18

2.8 Fazit und Ausblick

Die vorgestellten Beispiele geben einen Eindruck davon, wie Waldartenlisten allein oder in Kombination mit weiteren Informationen (Abundanz-Dominanz-Werte, Ellenberg-Zeigerwerte, floristischer Status, Rote-Liste-Status, pflanzensoziologische Einstufung etc.) genutzt werden können. Natürlich sind damit die Einsatzmöglichkeiten der Waldartenlisten noch nicht ausgeschöpft. Es gibt sicherlich noch zahlreiche weitere Anwendungsperspektiven. Die Verfügbarkeit der Waldartenlisten in EDV-gerechter Form macht eine zügige Anwendung auf das in floristischen und vegetationskundlichen Datenbanken gespeicherte Datenmaterial möglich, was durch den stringenten Bezug zur taxonomischen Referenzliste GermanSL (JANSEN & DENGLER 2008) sehr erleichtert wird. Wir rechnen mit einer breiten Prüfung und Weiterentwicklung der Methoden zur Anwendung der Waldartenlisten.

Bei der Analyse von Datensätzen im Hinblick auf die Waldbindung der Arten gibt es aus unserer Sicht auch Grenzen, die benannt werden müssen, um Fehlinterpretationen zu vermeiden. So unterscheiden die Waldartenlisten eben nicht nur zwischen Wald- und Offenlandarten, sondern enthalten eine differenzierte Einstufung der Waldbindung. Alle in den Waldartenlisten aufgeführten Taxa sind grundsätzlich als Waldarten zu bewerten, auch wenn sie im Offenland vorkommen und dort sogar, wie im Fall der Waldbindungskategorie 2.2, ihr Schwerpunkt liegt. Im Zusammenhang mit Fragen des Waldnaturschutzes stehen oft die Arten der Gruppen 1.1 und 1.2 als Habitatspezialisten, die nur im Wald geschützt werden können, im Vordergrund. Allerdings können mit dem Verlust extensiv genutzter Offenlandflächen durch Intensivierungsmaßnahmen für viele gefährdete Arten der Gruppe 2.1 die in der Regel weniger von Veränderungen bedrohten Wuchsorte im Wald an Bedeutung gewinnen.

Zu beachten ist, dass die Waldbindung einiger Arten nicht nur zwischen den naturräumlichen Großregionen, sondern auch innerhalb dieser räumlichen Einheiten variieren kann. Ein Beispiel hierfür sind einige Taxa, die innerhalb der naturräumlichen Großregion Hügel- und Bergland in die Gruppe der im Wald wie im Offenland verbreiteten Arten (2.1) eingestuft werden müssen, weil sie unter montanen Bedingungen regelmäßig auch im Offenland auftreten. Zu dieser Gruppe zählen Arten wie Anemone nemorosa, Convallaria majalis, Lilium martagon, Luzula luzuloides und Polygonatum verticillatum. Andere Arten kommen beispielsweise unter atlantisch geprägten Bedingungen im westlichen Norddeutschen Tiefland im Offenland vor, während sie im östlichen Tiefland unter kontinentalem Klimaeinfluss ausschließlich im Wald auftreten. Beispiele sind Cladonia portentosa, Polypodium vulgare und Vaccinium myrtillus. Das bedeutet, dass es bei der Auswertung von Datensätzen, die aus kleineren räumlichen Einheiten stammen, sinnvoll sein kann, eine regionale Waldbindung festzulegen, die von der großräumigen abweicht.

2.9 Literatur

- BAYSF (Bayerische Staatsforsten) (2009): Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten. Regensburg. 13 S. BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2009): Waldbericht der Bundesregierung 2009. Berlin. 117 S.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin. 178 S.
- Culmsee, H.; Schmidt, M.; Schacherer, A.; Schmiedel, I.; Meyer, P. (in Vorb.): The prediction of ecologically valuable forest habitat types by indicator plant species distributions in the state of Lower Saxony, Germany.
- De Groot, R. S.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecol. Econ. 41: 393-408.
- Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. Scripta Geobot. 18: 1-262.
- Ewald, J. (2001): Der Beitrag pflanzensoziologischer Datenbanken zur vegetationsökologischen Forschung. Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 13: 53-69.
- Farjon, A.; Farjon, R. (1991): Naturnahe Laubwaldreste um Westerstede in der ostfriesisch-oldenburgischen Geest: Eine Vegetationsanalyse mit Berücksichtigung des Naturschutzes. Tuexenia 11: 359-379.
- Fischer, M.; Bossdorf, O.; Gockel, S.; Hänsel, F.; Hemp, A.; Hessenmöller, D.; Korte, G.; Nieschulze, J.; Pfeiffer, S.; Prati, D.; Renner, S.; Schöning, I.; Schumacher, U.; Wells, K.; Buscot, F.; Kalko, E. K. V.; Linsenmair, K. E.; Schulze, E.-D.; Weisser, W. W. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. Bas. Appl. Ecol. 11: 473-485.
- Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Aufl. Informationsd. Natursch. Nieders. 24: 1-76.
- Gotelli, N. J.; Colwell, R. K. (2001): Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Letters 4: 379-391.
- Heinken, T.; Hanspach, H.; Schaumann, F. (2001): Welche Rolle spielt die endozoochore Ausbreitung von Pflanzen durch wildlebende Säugetiere? Untersuchungen in zwei brandenburgischen Waldgebieten. Hercynia N.F. 34: 237-259.
- Heinken, T.; Raudnitschka, D. (2002): Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. Forstw. Cbl. 121: 179-194.
- Heinken, T; Oheimb, G. v.; Schmidt, M.; Kriebitzsch, W. U.; Ellenberg, H. (2005): Schalenwild breitet Gefäßpflanzen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus ein erster Überblick. Natur & Landsch. 05/2005: 141-147.
- Hessenmöller, D.; Nieschulze, J.; Seele, C.; Lüpke, N. v.; Schulze, E.-D. (in Vorb.): The effects of forest management on forest structure and composition.
- Huntke, T. (2002): Rezente Laubwaldgesellschaften und Potentiell Natürliche Vegetation des Mansholter Holzes, Landkreis Ammerland. Drosera 1: 1-31.
- IUCN (2001): IUCN Red List Categories and Criteria Version 3.1. Gland, Cambridge.
- Jansen, F.; Chytrý, M.; Dengler, J.; Ewald, J.; Glöckler, F., Oldeland, J. (2011): GIVD: ein weltweites Verzeichnis elektronischer Vegetationsdatenbanken. Tuexenia 31.
- Jansen, F.; Dengler, J. (2008): GermanSL Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. Tuexenia 28: 239-253
- Kriebitzsch, W.-U.; Schmidt, W.; Dierschke, H.; Schmidt, M. (2011): Anwendungen der Waldgefäßpflanzenliste Deutschlands eine Zwischenbilanz. BfN-Skripten 299: 14-24.
- Leyer, I.; Wesche, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Berlin, Heidelberg, New York. 221 S.
- Meyer, P.; Schmidt, M.; Spellmann, H. (2009): Die "Hotspots-Strategie" Wald-Naturschutzkonzept auf landschaftsökologischer Grundlage. AFZ/DerWald 15/2009: 822-824
- Mölder, A.; Bernhardt-Römermann, M.; Schmidt, W. (2006): Forest ecosystem research in Hainich National Park (Thuringia): First results on flora and vegetation in stands with contrasting tree species diversity. Waldökologie online 3: 83-99.
- Müller, J.; Boch, S.; Prati, D.; Hessenmöller, D.; Schultze, E.-D.; Fischer, M. (in Vorb.): Facilitative effects of forest management on bryophyte diversity in Central European forests.
- Nationalpark-Verwaltung Hainich (2008): Wälder im Nationalpark Hainich. Ergebnisse der 1. permanenten Stichprobeninventur 1999-2001. Erforschen 1: 1-82.
- Oheimb, G. v.; Schmidt, M.; Kriebitzsch, W. U.; Ellenberg, H. (2005): Dispersal of vascular plants by game in Northern Germany. Part II: Red deer (Cervus elaphus). Eur. J. Forest Res. 123: 167-176.
- Pilgrim, B.; Franke, R. (1993): Kartographische Arbeitsgrundlage für faunistische und floristische Erfassungen nach Tierarten-Erfassungsprogramm und Pflanzenarten-Erfassungsprogramm der Fachbehörde für Naturschutz. Natursch. Landschaftspfl. Nieders. A/5.
- Schacherer, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. Informationsd. Natursch. Nieders. 21: 1-20.

- Schmidt, M. (2010): Nationalpark Kellerwald-Edersee. Wie naturnah und artenreich ist die Waldvegetation? AFZ-DerWald 17/2010: 10-12.
- Schmidt, M.; Ewald, J.; Fischer, A.; Oheimb, G. v.; Kriebitzsch, W.-U.; Ellenberg, H.; Schmidt, W. (2003a): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- Holzwirtsch. 212: 1-68.
- Schmidt, M.; Oheimb, G. v.; Kriebitzsch, W.-U.; Ellenberg, H. (2003b): Welche Gefäßpflanzen können als typische Waldarten gelten? Zielsetzung und Anwendungsmöglichkeiten einer für Norddeutschland erarbeiteten Liste. Tuexenia 23: 57-70.
- Schmidt, M.; Schmidt, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. Forstarchiv 78: 205-214.
- Schmidt, M.; Sommer, K.; Kriebitzsch, W. U.; Ellenberg, H.; Oheimb, G. v. (2004): Dispersal of vascular plants by game in Northern Germany. Part I: Roe deer (Capreolus capreolus) and Wild Boar (Sus scrofa). Eur. J. Forest Res. 123: 167-176.
- Schmiedel, I.; Schacherer, A.; Hauck, M.; Schmidt, M.; Culmsee, H. (2011): Verbreitungsmuster der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen unter Berücksichtigung ihres Einbürgerungsstatus und ihrer Gefährdungssituation. Tuexenia 31: 211-226.
- Tsiripidis, I.; Bergmeier, E.; Fotiadis, G.; Dimopoulos, P.; (2009): A new algorithm for the determination of differential taxa. J. Veg. Sci. 20: 233-240.
- Verheyen, K.; Honnay, O.; Motzkin, G.; Hermy, M.; Foster, D. R. (2003): Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. J. Ecol. 91: 563-577.
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". NNA-Ber. 7(3): 3-14.