

Standorts- und Vegetationskunde

Litterski, B., Küstner, A., Hampicke, U.: Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen in Sukzessionswäldern auf der Insel Usedom

Vegetations-Datenbanken

Font, X., Rodríguez-Rojo, M.P., Acedo, C., Biurrún, I., Fernández-González, F., Lence, C., Loidi, J., Ninot, J. M.: SIVIM: an on-line database of Iberian and Macaronesian vegetation

Kombinierte Methoden aus Modellierung, Messung und Geländearbeit

Koch, B., Walentowski, H., Dees, M., Seitz, R.: Untersuchung der Nutzungsmöglichkeiten von amtlichen Laserscannerdaten für den Wald-Forst-Bereich — Entwicklung von Methoden für forstliche Inventur- und Monitoringaufgaben im Rahmen der FFH Kartierung

Modellierung

Rudner, M.: Habitateignungsmodelle auf der Grundlage von Expertenwissen — ein Vergleich von Fuzzy-Logik Ansätzen am Beispiel westmediterraner Zwergbinsenrasen

Biodiversitäts-Forschung

Bradtka, J., Bäessler, C., Müller, J.: Baumbewohnende Flechten als Zeiger für Prozessschutz und ökologische Kontinuität im Nationalpark Bayerischer Wald

Rieger, A., Schmidberger, G., Stelz, V., Müller, J., Strätz, C.: Ökologische Analyse der Molluskenfauna im Nationalpark Bayerischer Wald

Lutze, G., Schultz, A., Wuntke, B., Voss, M., Kiesel, J., Wenkel, K.-O.: Brutvogelausstattung der Agrarlandschaften Brandenburgs — zwischen Artenreichtum und Artenarmut

Vogelschutz in Zentralasien

Lasch, U., Zerbe, S., Lenk, M.: Electrocutation of raptors at power lines in Central Kazakhstan

Titelbild: alter flechtenreicher Bergahorn am Albrechtschachten im Nationalpark Bayerischer Wald (Foto A. Schiener)

Rückseite oben: Stromleitung in der Steppe Zentralkasachstans (Foto D. Schreiber)

Rückseite unten: Grundmoränenlandschaft bei Neugrimnitz (Ihlowberge) (Foto: G. Lutze)

Verlag Kessel, www.verlagkessel.de

ISSN: 1867-710X

2010/9

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

Jahr/Year: 2010, Heft/Issue: 9

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz

Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

Hier werden ausschließlich Original-Arbeiten publiziert. Die Veröffentlichung erfolgt als pdf-Datei. Über die Annahme der Beiträge wird aufgrund externer Gutachten entschieden (*peer review*-System). Das Themenspektrum beinhaltet:

- Regionale, nationale und internationale Studien zu Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz.
- Methoden der nordostdeutschen und der süddeutschen Schulen zur Standorts-, Vegetations- und Naturraumerkundung.
- Klimawandel und Eutrophierung als neue Faktoren der Standorts- und Naturraumerkundung (z. B. Einbeziehung regionaler Klimamodelle; Einbeziehung möglicher Trockenklemmen; trees for the future).
- Natur und biologische Vielfalt (Konzepte für ökologisch nachhaltige Landnutzung: Konzepte, Werkzeuge und Indikatoren für Biodiversitätsmonitoring auf verschiedenen Skalenebenen; Biodiversität und ökologische Funktionalität; biologische Invasionen).

Schriftleiter – EDITORS IN CHIEF

Prof. Dr. Gerhard **Karrer**, Universität für Bodenkultur Wien, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien (Austria), email: gerhard.karrer@boku.ac.at

Dr. Helge **Walentowski**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising, email: Helge.Walentowski@lwf.bayern.de

Prof. Dr. Michael **Manthey**, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Grimmer Str. 88, D-17487 Greifswald, email: manthey@uni-greifswald.de

Prof. Dr. Stefan **Zerbe**, Free University of Bozen - Bolzano, Faculty of Science and Technology, Via Leonardo da Vinci 7, I-39100 Bolzano (Italy), email: Stefan.Zerbe@unibz.it

Redaktions-Beirat – COORDINATING EDITORS

Prof. Dr. Elgene O. **Box**, Geography Dept, University of Georgia, Athens (USA)

Prof. Dr. Ingo **Kowarik**, Fachgebiet Ökosystemkunde / Pflanzenökologie, Technische Universität Berlin

Dr. Mario **Broggi**, Geschäftsstelle Binding-Preis für Umwelt und Naturschutz, Schaan (Liechtenstein)

Prof. Dr. Vera **Luthardt**, FB Landschaftsnutzung und Naturschutz, Fachhochschule Eberswalde

Dr. Andraž **Carni**, Institute of Biology, Scientific Research Centre of the Slovenian Academy of Sciences and Arts, Ljubljana (Slovenia)

Dr. Hans-Gerhard **Michiels**, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg i.Br.

Prof. Dr. Klaus **Dierßen**, Ökologiezentrum, Christian-Albrechts-Universität Kiel

Prof. Dr. Jörg **Pfadenhauer**, Dept. für Ökologie, Technische Universität München, WZW Weihenstephan

Prof. Dr. Jörg **Ewald**, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Fachhochschule Weihenstephan

Prof. Dr. Albert **Reif**, Waldbau-Institut, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Prof. Dr. Georg **Grabherr**, Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien (Austria)

Prof. Dr. Peter A. **Schmidt**, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Technische Universität Dresden

Dr. Ab **Grootjans**, Community & Conservation Ecology Group, University of Groningen (Netherlands)

Prof. em. Dr. Rolf **Schmidt**, FB Landschaftsnutzung und Naturschutz, Fachhochschule Eberswalde

Prof. em. Dr. Ulrich **Hampicke**, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Prof. Dr. Wolfgang **Schmidt**, Institut für Waldbau, Universität Göttingen

Prof. Dr. Martin **Hermly**, Catholic University of Leuven, Division Forest, Nature and Landscape Research (Belgium)

Dr. Peer Hajo **Schnitter**, Fachbereich Naturschutz, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle

Prof. Dr. Hans **Joosten**, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Dr. Rainer **Schulz**, Institut für Forstliche Biometrie und Informatik, Universität Göttingen

Prof. Dr. Birgit **Kleinschmit**, Fachgebiet für Geoinformationsverarbeitung in der Landschafts- und Umweltplanung, Technische Universität Berlin

Dr. Axel **Ssymank**, Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Prof. Dr. Hans-Dieter **Knapp**, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm des Bundesamtes für Naturschutz

Prof. Dr. Winfried **Türk**, Fachgebiet Vegetationskunde, Fachhochschule Lippe und Höxter / Abt. Höxter

Dr. Christian **Kölling**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising-Weihenstephan

Dr. Thomas **Wohlgemuth**, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft Birmensdorf (Switzerland)

Technische Redakteure / TECHNICAL EDITORS

René **Fronczek**, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Grimmer Str. 88, D-17487 Greifswald, email: fronczek@uni-greifswald.de

Kersten **Renneberg**, Renneberg-Webdesign, Grüner Weg 2, D-37133 Friedland, email: info@renneberg-webdesign.de

Kelaine **Vargas**, email: kelainev@yahoo.com

Herausgeber – PUBLISHER

Dr. Norbert **Kessel**, Verlag Dr. Kessel, Eifelweg 37, D-53424 Remagen-Oberwinter, email: webmaster@forstbuch.de

Hinweise für Autoren

- Manuskripte werden per E-Mail als Attachment eingereicht.
- Folgende Text-Formate werden akzeptiert: *.doc, *.rtf
- Beiträge werden überschrieben mit
 - Titel des Beitrags
 - Vorname und Name der Autoren/der Autorinnen
- Abbildungen sind möglich in den Formaten JPG, GIF, TIF oder als Excel-Grafiken (XLS). Bitte immer die Original-Dateien mit-senden!
- Beiträge können in Deutsch oder Englisch verfasst sein.
- Ein Abstract in Englisch und eine Zusammenfassung in Deutsch sind voranzustellen.
- Tabellenüberschriften und Abbildungsunterschriften (auch) in Englisch

Bitte beachten Sie bitte die unter www.afsv.de in der Rubrik „Wald-ökologie online“ hinterlegten Formatvorgaben.

Zitierweise

Bei Artikeln in Zeitschriften: Verfasser (in Kapitälchen, Vorname gekürzt), Erscheinungsjahr in Klammern: Titel der Arbeit. Abgekürzter Titel der Zeitschrift mit Bandzahl fettgedruckt, Heftnummer in Klammern: Seitenzahlen.

Beispiel:

ASSMANN, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. *NNA-Ber.* 7 (3): 142-151.

Bei Büchern: Verfasser (in Kapitälchen, Vorname gekürzt), Erscheinungsjahr in Klammern: Titel der Arbeit. Auflage (nur von der 2. Auflage ab). Verlag, Erscheinungsort: Seitenzahl. Beispiel:

ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.

Zusätzlich können anschließend sowohl bei Artikeln als auch bei Büchern Internetadressen angegeben werden.

Beispiel:

ENGELHARD, J., REIF, A. (2004): Veränderungen der Bodenvegetation und des Oberbodenzustandes durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. *Waldökologie online* 1: 29-56.

http://www.997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft1-5.pdf

Die Manuskripte senden Sie bitte per E-Mail an einen der Schriftleiter (*Editors in Chief*).

Copyright

Das Copyright für alle Web-Dokumente und Bilder liegt beim Journal. Eine Folgeverwertung von Web-Dokumenten ist nur möglich, wenn die Redaktion ihr Einverständnis erklärt. Externe Links auf das Waldökologie-Online Journal sind ausdrücklich erwünscht. Eine unautorisierte Übernahme ganzer Seiten oder ganzer Beiträge oder auch Beitrags-teile ist dagegen nicht zulässig.

Bestellung als print on demand:

Das Journal kann auch in gedruckter Form im Format 21 x 29,7 cm bestellt werden („*print on demand*“). Ihre Bestellung richten Sie bitte an den Verlag Kessel, Eifelweg 37, 53424 Remagen-Oberwinter.

Fax: 01212-512 382 426

e-mail: webmaster@forstbuch.de

homepage: www.verlagkessel.de

Für den Schriftentausch bitten wir, folgende Anschrift zu verwenden:

Schriftentausch für die Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde, c/o. Geschäftsführung, Am Hochanger 11, D-85354 Freising

Liebe Leserin, lieber Leser,

Heft 9 von WLN (Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – *Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation*) bietet ein breites, facettenreiches Themenspektrum aus den Bereichen Standorts- und Vegetationskunde, Modellierung, Biodiversitätsforschung sowie Artenschutz.

In der neuen Ausgabe werden einmal mehr vielseitige Möglichkeiten aufgezeigt, aktuellen Fragestellungen im In- und Ausland mit innovativen Methodenansätzen nachzugehen.

Wir wünschen unseren Leserinnen und Lesern eine anregende Lektüre und bedanken uns recht herzlich bei unseren Autorinnen und Autoren.

Wenn Ihnen unser Konzept gefällt, empfehlen Sie uns bitte weiter. Ihre Anregungen nehmen wir jederzeit gerne entgegen und laden Sie ein, bei uns zu veröffentlichen.

Herzlichst,

Ihr WLN-Team
(Schriftleitung, Redaktion und Herausgeber)

Unsere Partner

Deutscher Verband Forstlicher
Forschungsanstalten
<http://www.dvffa.de>



<http://www.tuexenia.de>



<http://www.afz-derwald.de>



<http://www.schaper-verlag.de>

Standorts- und Vegetationskunde

- LITTERSKI, B., KÜSTNER, A., HAMPICKE, U.: VEGETATIONS- UND STANDORTKUNDLICHE UNTERSUCHUNGEN IN SUKZESSIONSWÄLDERN AUF DER INSEL USEDOM 5
VEGETATION AND SOIL CONDITIONS OF PRE-FORESTS ON THE ISLE OF USEDOM

Vegetations-Datenbanken

- FONT, X., RODRÍGUEZ-ROJO, M.P., ACEDO, C., BIURRUN, I., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LENCE, C., LOIDI, J., NINOT, J.M.: 15
 SIVIM: AN ON-LINE DATABASE OF IBERIAN AND MACARONESIAN VEGETATION
SIVIM – DAS ONLINE DATENBANK-SYSTEM ZUR VEGETATION DER IBERISCHEN HALBINSEL UND DER MAKARONESISCHEN INSELN

Kombinierte Methoden aus Modellierung, Messung und Geländearbeit

- KOCH, B., WALENTOWSKI, H., DEES, M., SEITZ, R.: UNTERSUCHUNG DER NUTZUNGSMÖGLICHKEITEN VON AMTLICHEN LASERSCANNER-DATEN FÜR DEN WALD-FORST-BEREICH — ENTWICKLUNG VON METHODEN FÜR FORSTLICHE INVENTUR- UND MONITORINGAUFGABEN IM RAHMEN DER FFH KARTIERUNG 23
INVESTIGATIONS ON THE USE OF LOW DENSITY LASER SCANNER DATA FOR MAPPING OF FOREST AREAS — DEVELOPMENT OF METHODS FOR FOREST INVENTORY AND MONITORING TASKS IN RESPECT TO FFH MAPPING

Modellierung

- RUDNER, M.: HABITATEIGNUNGSMODELLE AUF DER GRUNDLAGE VON EXPERTENWISSEN — EIN VERGLEICH VON FUZZY-LOGIK ANSÄTZEN AM BEISPIEL WESTMEDITERRANER ZWERGBINSENRASEN 39
HABITAT SUITABILITY MODELS BASED ON EXPERT KNOWLEDGE — A COMPARISON OF FUZZY SET APPROACHES USING THE EXAMPLE OF WESTERN MEDITERRANEAN DWARF RUSH COMMUNITIES

Biodiversitäts-Forschung

- BRADTKA, J., BÄSSLER, C., MÜLLER, J.: BAUMBEWOHNENDE FLECHTEN ALS ZEIGER FÜR PROZESSSCHUTZ UND ÖKOLOGISCHE KONTINUITÄT im Nationalpark Bayerischer Wald 49
EPIPHYTIC LICHENS INDICATING PROCESS PROTECTION AND ECOLOGICAL CONTINUITY IN THE BAVARIAN FOREST NATIONAL PARK
- RIEGER, A., SCHMIDBERGER, G., STELZ, V., MÜLLER, J., STRÄTZ, C.: ÖKOLOGISCHE ANALYSE DER MOLLUSKENFAUNA IM NATIONALPARK BAYERISCHER WALD 65
ECOLOGICAL ANALYSIS OF MOLLUSCS IN THE BAVARIAN FOREST NATIONAL PARK
- LUTZE, G., SCHULTZ, A., WUNTKE, B., VOSS, M., KIESEL, J., WENKEL, K.-O.: BRUTVOGELAUSSTATTUNG DER AGRARLANDSCHAFTEN BRANDENBURGS — ZWISCHEN ARTENREICHTUM UND ARTENARMUT 79
BREEDING BIRDS SURVEY IN AGRARIAN LANDSCAPES OF BRANDENBURG — BETWEEN SPECIES RICHNESS AND POVERTY

Vogelschutz in Zentralasien

- LASCH, U., ZERBE, S., LENK, M.: ELECTROCUTION OF RAPTORS AT POWER LINES IN CENTRAL KAZAKHSTAN 95

Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen in Sukzessionswäldern auf der Insel Usedom

Vegetation and soil conditions of pre-forests on the isle of Usedom

Birgit Litterski, Annett Küstner & Ulrich Hampicke

Abstract

The vegetation and ecological conditions of five pre-forests on the island of Usedom (Mecklenburg-Vorpommern), developed on former fields through spontaneous succession, were investigated. The establishment of different successional forests under identical climatic conditions was caused mainly by soil conditions. Based on species groups and dominating trees, Vaccinium myrtillus-Pinus sylvestris-, Vaccinium myrtillus-Oxalis acetosella-Populus tremula-, Oxalis acetosella-Betula pendula- and Festuca gigantea-Acer pseudoplatanus-Pre-Forests were distinguished. The birch forest exhibits the best development among deciduous woodland species. Species of nutrient poor and acid conditions are rarer than species with preference to nutrient and base rich conditions and the pre-forests are characterized by different distribution of indicator species, as shown in an analysis of the Ellenberg ecological indicator values.

The sandy, moderately moist soils are characterized by different soil reaction and nutrient gradients. Pre-Forests with deciduous trees show narrow C/N-relations and different pH values. In the pine pre-forests differences in nitrogen contents are reflected in the vegetation.

The agricultural use ended between 1955 and 1970. The date of cessation of agricultural use and the degree of nitrogen accumulation may be important for the ensuring course of succession.

As shown in the investigation methods and results of forests site diagnostics are a main basis for characterization of successional forests. Anthropogenic changes if site conditions lead to different developments, which need continuously inspection of vegetation and site conditions in the middle European countryside.

Keywords: successional forest, pre-forest, vegetation, soil, humus, environmental factors

Zusammenfassung

Auf der Insel Usedom (Mecklenburg-Vorpommern) wurden vegetations- und standortkundliche Untersuchungen in fünf Vorwäldern, die sich nach Aufgabe der Ackernutzung durch spontane Sukzession entwickelten, durchgeführt. Es konnte gezeigt werden, dass sich unter den gegebenen klimatischen Verhältnissen insbesondere in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen verschiedene Bestände etablieren können.

Aufgrund der auftretenden Formengruppen und dominierenden Baumarten konnten zwei Blaubeer-Kiefern-Vorwälder sowie je ein Blaubeer-Sauerklee-Pappel-, Sauerklee-Birken-

und Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald ausgewiesen werden. Die beste Verjüngung von Arten mesophiler Laubmischwälder tritt im Birken-Vorwald auf. Die Analyse der Zeigerwerte von Ellenberg zeigt, dass insgesamt sowohl Arten stickstoffarmer als auch bodensaurer Standorte deutlich weniger vertreten sind als Arten stickstoff- und basenreicher Böden und dass Unterschiede zwischen den einzelnen Beständen auftreten.

Die überwiegend durch schluffige Sande gekennzeichneten, mäßig frischen Standorte weisen Unterschiede in den pH-Werten und der Stamm-Nährkraftstufe auf. Die Vorwälder mit Laubbaumarten sind durchweg durch enge C/N-Verhältnisse sowie die Humusform mullartiger Moder gekennzeichnet und weisen in pH-Werten und der Basensättigung Unterschiede auf. In den Blaubeer-Kiefern-Vorwäldern treten deutliche Unterschiede in den Stickstoffgehalten der Auflagehumusformen auf, die sich in der Vegetation widerspiegeln.

Die Nutzungsaufgabe erfolgte zwischen etwa 1955 und 1970, für den Verlauf der Sukzession kann, aufgrund der zunehmenden Akkumulation von Stickstoff, auch der Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe relevant sein.

Mit der vorliegenden Untersuchung wird gezeigt, dass die im Rahmen der forstlichen Standorterkundung erarbeiteten Methoden und Ergebnisse auch für die Charakterisierung der Sukzessionswälder eine wichtige Grundlage darstellen. Unter den gegenwärtigen, anthropogen veränderten Standortbedingungen sind zum Teil andere Entwicklungen als die bisher im Rahmen der forstlichen Standortkartierung aufgezeigten Vegetationsentwicklungen möglich. Eine Weiterführung kombinierter vegetations- und standortkundlicher Arbeiten unter den aufgrund des Landnutzungswandels veränderten Bedingungen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ist erforderlich.

Schlüsselwörter: Sukzessionswald, Vorwald, Vegetation, Boden, Humus, Umweltfaktoren

1 Einleitung

In Zukunft können auf Grund veränderter Agrarpolitik, demographischer Wandlungen und aus anderen Gründen erhebliche Flächen aus landwirtschaftlicher Nutzung ausscheiden, insbesondere auf schwach produktiven Standorten. Hierfür sind rechtzeitig Nutzungskonzeptionen zu entwickeln. In Regionen mit erwünschter Waldmehrung erfolgt diese herkömmlich durch Aufforstung. Wegen der teils extrem niedrigen Rendite der Holzerzeugung ist der Einsatz öffentlicher Mittel für diesen Zweck fragwürdig. Bei der Waldmehrung können die Nicht-Holz-Leistungen des Waldes im Vorder-

grund stehen. Diese können durch Bestände, die auf dem Wege der kostenlosen oder zumindest kostengünstigen Sukzession gebildet werden, unter Umständen ebenso gut erhalten werden.

Aus diesem Grund widmete sich ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördertes Projekt (vgl. HAMPICKE et al. 2008) dem vernachlässigten Gebiet der Waldbegründung durch Sukzession. Die wichtigsten umweltrelevanten Projektziele erstreckten sich auf

- die Untersuchung bestehender Sukzessionswälder unterschiedlichen Alters hinsichtlich ihrer naturschutzfachlich, ökonomisch und forstwirtschaftlich relevanten Eigenschaften,
- die ökonomische und naturschutzfachliche Einschätzung von Varianten kostengünstiger Waldmehrung,
- die Bereitstellung von Informationen über die nicht-marktfähigen Leistungen von Sukzessionswäldern,
- die Beratung der Öffentlichkeit über Leistungen und Grenzen von Sukzessionswäldern.

Im Rahmen dieses Projektes erfolgte die an dieser Stelle vorgestellte Untersuchung, die sich der Vegetation und den Standortverhältnissen ausgewählter Sukzessionswälder widmet und der Frage, welche Sukzessionswälder sich nach vorangegangener ackerbaulicher Nutzung in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen einstellen, nachgeht. Besondere Beachtung wird dabei der Analyse der aktuellen Vegetation mit Hilfe von Formengruppen und den Humusformen gewidmet. Da die Humusform sowohl für die Baumartenwahl bei der Walderneuerung als auch für Bestockungszieltyp im Nutzungsalter relevant ist (LFG 1999), ist davon auszugehen, dass sie auch für die Abschätzung des Verlaufs von Sukzessionen von Wichtigkeit ist.

2 Untersuchungsflächen

Untersucht wurden fünf Flächen mit Sukzessionswäldern auf der Insel Usedom (Landkreis Ostvorpommern, Mecklenburg-Vorpommern). Alle fünf Untersuchungsgebiete sind im Östlichen Vorpommerschen Küstenland, einem durch mäßig küstenfeuchtes Klima gekennzeichnetem Wuchsgebiet des nordostdeutschen Tieflandes, gelegen (vgl. KOPP & SCHWAN-ECKE 1994). Es handelt sich durchweg um Wälder, die sich durch natürliche Sukzession auf ehemaligen Ackerstandorten entwickelt haben. Alle betrachteten Standorte sind ehemalige Sandäcker, deren Nutzung zwischen 1950 und 1970 aufgegeben wurde. In den derzeit etablierten Beständen dominiert jeweils eine Baumart in der Baumschicht, dies sind *Pinus sylvestris*, *Populus tremula*, *Betula pendula* oder *Acer pseudoplatanus* (Tab. 1).

Die Fläche 1, direkt an den Ort Loddin und eine magere, regelmäßig gemähte Fläche angrenzend, weist einen durch Touristen stark beeinflussten Kiefernwald im Alter von ca. 60 Jahren auf. Die Fläche 2, ebenfalls mit Kiefernwald, befindet sich am Fuß des Glaubensberges nahe Pudagla. Der Kiefern-Sukzessionswald, unterbrochen von Robinien-Beständen und Resten einer Bebauung, grenzt an eine Kiefern-Aufforstungsfläche, an einen Weg und die daran angrenzende Erlen-Sukzessionsfläche am Schmollen-See. Die Fläche weist unterschiedliche Altersstadien auf, es traten ca. 40 bis 110 Jahre alte Bestände auf. Untersucht wurde ein ca. 25 m

hoher, vermutlich 50 bis 60 Jahre alter Bestand innerhalb des Kiefernwaldes. Bei der Fläche 3 handelt es sich um eine kleine Fläche, die sich ebenfalls auf dem Glaubensberg bei Pudagla befindet. Der Bestand grenzt an Laubwald und einen Kiefernforst sowie eine Waldwiese, auf die sich *Populus tremula* ausbreitet. Der Birken-Sukzessionswald (Tab. 1, Fläche 4) ist am Weg nach Sellin unweit von Benz gelegen. Auffällig sind hier die ehemalige Waldgrenze eines benachbarten Laubmischwaldes mit weit ausladenden Eichen, unter denen sich keine Gehölze ansiedelten, und die Verjüngung zahlreicher Baumarten im Sukzessionsbestand. Die Fläche grenzt an den Laubmischwald, Grünland und eine Straße. Fläche 5 weist einen durch natürliche Sukzession herausgebildeten Bestand mit Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) bei Alt Sallenthin auf (Tab. 1), der an Acker, Laubwald und eine Straße grenzt.

3 Methodik

3.1 Vegetationsuntersuchungen

Die Untersuchungen zur Vegetation erfolgten mittels Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1928), wobei die modifizierte Skala von REICHELDT & WILMANN (1973) angewendet wurde (vgl. DIERSCHKE 1994). In jedem der untersuchten Sukzessionsbestände wurde eine Vegetationsaufnahme angefertigt, die Aufnahmefläche betrug 100 m² (Fläche 2 bis 5) bzw. 150 m² (Fläche 1). Die Aufnahmen wurden am 19. Juni 2007 (Fläche 1, 4, 5) und 10. Juli 2007 (Fläche 2 und 3) angefertigt. Die Aufnahmen wurden tabellarisch zusammengestellt und durch Angabe der Formengruppen (LFG 1999) und der Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) ergänzt. Die Bestimmung und Nomenklatur der Gefäßpflanzen erfolgte nach JÄGER & WERNER (2005), die der Moose nach FRAHM & FREY (1983).

3.2 Bodenuntersuchungen

Auf den Vegetationsaufnahmeflächen wurden zum Zeitpunkt der Aufnahmen Oberbodenproben (Mischproben, 0 bis 30 cm) mit Hilfe eines Ackerlandbohrers entnommen. Die auf den Untersuchungsflächen vorkommenden Bodenarten wurden mittels Fingerprobe unter Bezug auf FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME (1996) angesprochen.

Der luftgetrocknete Boden wurde mit einem Mörser zerkleinert und mit einem 2 mm-Sieb in Skelettanteil, Wurzelreste sowie Feinboden getrennt. Die Bestimmung des pH-Wertes des Feinbodens erfolgte in 0,01 M CaCl₂.

Der Schwerpunkt der Bodenuntersuchungen lag in der Analyse der Humusformen. Dazu wurden in den untersuchten Waldbeständen an jeweils fünf Stellen auf einer Fläche von 2 x 2 m Bodenproben als Mischproben zusammengestellt. Die Proben wurden an den Standorten mit Auflagehumusformen (Nr. 1 und 2) aus den O-Horizonten, bei Standort 1 insbesondere aus dem Oh-Horizont, entnommen. Die oberflächlich vorhandene Streuschicht (L) und der Of-Horizont wurden vor Entnahme der Probe entfernt. Bei den Mineralbodenhumusformen (Nr. 3–5) erfolgte nach Beseitigung der Streuschicht die Entnahme von oberflächennahem humushaltigem Material. Sie erfolgte am Standort 3 aus den obersten 5 mm, wobei am Hangfuß mit der Probennahme begonnen wurde und die weiteren Proben dann am Hang aufsteigend entnommen wurden. Am Standort 4 erfolgte die

Tab. 1: Charakteristik und Lage der Untersuchungsflächen mit Sukzessionswäldern.**Tab. 1:** Characterization and position of investigated areas with successional forests.

	Nächstgelegener Ort	Dominierende Baumart	Größe	Nutzungsaufgabe	Nördlicher Breitengrad	Östlicher Längengrad	Forstl. Abteilung
1	Loddin	<i>Pinus sylvestris</i>	8,2 ha	1955	54°02'03''	14°01'01''	3303a
2	Pudagla	<i>Pinus sylvestris</i>	5,0 ha	1960?	53°57'52''	14°04'21''	3259 d2
3	Pudagla	<i>Populus tremula</i>	0,5 ha	?	53°57'55''	14°04'25''	3259
4	Benz	<i>Betula pendula</i>	0,6 ha	1960	53°56'35''	14°05'22''	3203Nc1
5	Alt Sallenthin	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,4 ha	1970	53°56'48''	14°06'19''	3201Nc3

Probennahme aus dem unter den zum Teil verfilzten Auflagehorizont vorhandenen deutlich humosen Mineralboden, am Standort 5 aus dem obersten Zentimeter des ca. 2–3 cm mächtigen Ah-Horizonts. Die Entnahme erfolgte in Anlehnung an die beschriebene Methodik (FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1996) möglichst sorgfältig mit Hilfe eines Spatens, bei geringen organischen Auflagen mit Hilfe eines Taschenmessers. Die Entnahme der Humusproben erfolgte am 12. November 2007.

Die Proben wurden anschließend im Labor des Instituts für Botanik und Landschaftsökologie analysiert, wobei methodisch dem HANDBUCH FORSTLICHE ANALYTIK (2005) gefolgt wurde. Die Proben wurden im Trockenschrank bei 60 °C getrocknet und anschließend grob mit der Schlagkreuzmühle gemahlen und in einem 2 mm-Sieb gesiebt. Zur Bestimmung des pH-Werts wurde die gesiebte Humusprobe in einem Becherglas mit 0,01 M CaCl₂-Lösung im Volumenverhältnis Probe:Lösung = 1:2,5 verrührt. Am darauf folgenden Tag erfolgte nach nochmaligem Umrühren der Probe die Messung mit einer Glaselektrode.

Ein Teil des Bodens wurde mittels Rotor-Schnellmühle (Pulverisette 14, Fa. Fritsch) für die C/N-Analyse staubfein gemahlen, bei 100 °C im Trockenschrank getrocknet, eingewogen und im Elementar-Analysator (elementar Vario EL, Hanau) am Botanischen Institut Greifswald analysiert. Das Gerät ermittelt absolute Gesamtgehalte an Kohlenstoff (C_t) und Stickstoff (N_t) und berechnet mittels vorher ermittelter Einwaage die prozentualen Anteile der Elemente. Das C/N-Verhältnis (C_{org}/N_t) wurde durch Division aus den ermittelten C_t- und N_t-Gehalten berechnet, wobei die prozentualen Werte verwendet wurden. Dies ist möglich, da bei den niedrigen gemessenen pH-Werten davon ausgegangen werden kann, dass C_{org} und C_t nahezu identisch sind.

Die Basensättigung wurde nach Kappen-Adrian bestimmt (vgl. HANDBUCH FORSTLICHE ANALYTIK 2005). Die Summe der basisch austauschbaren Kationen (S-Wert), zu der Ca-, Mg-, Na- und K-Ionen zählen (vgl. SCHEFFER 2002), wurde durch Extraktion mit 0,1 M Salzsäure ermittelt. Die Summe der löslichen und austauschbaren Kationen (H-Wert), zu denen Al-, Fe und freie H-Ionen zählen, wurde durch Extraktion mit einem schwach alkalischen Borat-Calciumchlorid-Gemisch bestimmt. Die Gesamtsumme der löslichen und austauschbaren Kationen (T-Wert) ergibt sich rechnerisch als Summe der analytisch ermittelten Werte für S und H. Die Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität mit NH₄Cl oder der potentiellen Austauschkapazität mit BaCl₂ führen nicht zu vergleichbaren Ergebnissen (HANDBUCH FORSTLICHE ANALYTIK 2005), was den Vergleich mit anderen Ergebnissen erschwert. Der V-Wert (Basensättigungsgrad) ergibt sich ebenfalls rechnerisch [V(%)=S/T*100].

4 Theoretischer Hintergrund der forstlichen Standortkartierung

In der forstlichen Standorterkundung wird zwischen Stamm- und Zustands-Eigenschaften unterschieden (KOPP & SCHWAN-ECKE 1994, LFG 1999). Mit der Stamm-Nährkraft wird das stark von der Bodenform bestimmte Nährstoffpotential eines Waldbodens gekennzeichnet, es werden die fünf aufgeführten Nährstoffstufen (Reich, Kräftig, Mittel, Ziemlich arm und Arm) unterschieden. Diese können durch hochgestellte Ziffern von 1 bis 5 noch jeweils differenziert werden. Dabei liegt zum Beispiel M¹ nahe der Nährkraftstufe K und M⁵ nahe der Nährkraftstufe Z (LFG 1999). Bei der Stamm-Feuchte werden auf mineralischen, unvernässten Standorten drei Feuchtestufen unterschieden (1: frisch, 2: mäßig frisch, 3: trocken). Die Stamm-Vegetationsformen werden aus den erfassten Zustandsreihen der Vegetation abgeleitet, wobei unterstellt wird, dass ein Gleichgewicht zwischen Standorteigenschaften und Vegetation natürlich ist und der harmonische Gleichgewichtszustand als Stamm-Vegetationsform bewertet wird. Die Stamm-Vegetationsform ist eine standortbezogene, streng gefasste Variante der potenziell natürlichen Vegetation (KOPP et al. 2002). Auch Vorwald- und Zwischenwald-Vegetationsformen wurden als Waldentwicklungsstadien mit den Stamm-Vegetationsformen zusammengeführt, wobei auch hier eine annähernd natürliche Gleichgewichts-Humusform unterstellt wird (KOPP et al. 2002). Stamm-Eigenschaften sind relativ unveränderlich und schwer beeinflussbar. Es gibt aber auch irreversible Naturraumveränderungen, die zu einer Veränderung der Stamm-Eigenschaften führen. KOPP (2003a) führt als Beispiel die Überformung bewegten Reliefs durch Ackernutzung mit lateraler Substratverlagerung von den Kuppen in die Mulden an.

Die Zustands-Vegetationsform spiegelt die aktuelle Leistungsfähigkeit eines Standorts wider, sie wird mit Hilfe von Formengruppen der Bodenvegetation charakterisiert. Die aktuelle Nährkraft des Bodens, ausgedrückt über die Humusform, wird als Zustands-Nährkraft bezeichnet. Die einzelnen Humusformen werden hinsichtlich ihrer Nährkraft nach laboranalytischen Kennwerten einer von sieben Stufen zugeordnet (vgl. Tab. 2). Zum Teil werden im Bereich der Humusform Mull auch die Stufen sieben und acht, wobei die in Tabelle 2 nicht berücksichtigte Stufe 8 die carbonathaltigen Standorte mit sehr hoher Basensättigung, hohen pH-Werten und engen C/N-Verhältnis umfasst, unterschieden (vgl. SCHULZE 1996). Die analytischen Kennwerte beziehen sich auf den Ah-Horizont beim Mull, die oberen 2 cm beim mullartigen Moder und die O-Horizonte bei den übrigen Humusformen. Mager- und Hungerrohhumus werden nicht über die angeführten laboranalytischen Kennwerte, sondern über die Bodenvegetation getrennt.

Von Bedeutung ist die Unterscheidung der Stickstoffstufe, die durch das C/N-Verhältnis ermittelt werden kann und der Säure-Basenstufe, die mit Hilfe der Basensättigung und des pH-Wertes eingeschätzt wird. Bei harmonischen Humusformen bewegen sich sowohl die Kennwerte für die Stickstoffstufe als auch die Kennwerte für die Säure-Basenstufe in den für die betreffende Humusform festgelegten Wertespannen. Bei disharmonischen Humusformen, die durch Eintrag von Chemikalien bedingt sein können, liegen die Kennwerte für die Stickstoff- und Säure-Basenstufe in verschiedenen Bereichen (vgl. LFG 1999, KOPP & SCHWANECKE 1994). Auf extrem nassen oder trockenen Standorten kann Disharmonie auch eine natürliche Eigenschaft sein (KOPP 2003a).

Gewöhnlich stehen auch die Formengruppen der Bodenvegetation (vgl. Tab. 2), die für die Kartierung der Feuchtestufen der Humusformen verwendet werden, in Einklang mit den Humusformen (Gleichlauf der Vegetation). Fremdstoffeinträge beeinflussen nicht nur die Humusformen, sondern erschweren auch deren Kartierung mit Hilfe der Bodenvegetation. Bodenpflanzen reagieren beispielsweise oftmals erheblich verzögert auf den Stickstoffeintrag, es ist deshalb häufig zu beobachten, dass das Stickstoffniveau im Oberboden bereits der Nährkraftstufe „ziemlich arm“ entspricht, die Bodenvegetation jedoch nach wie vor der Blaubeer-Formengruppe (entsprechend Nährkraftstufe „arm“) zuzuordnen ist (LFG 1999). Ein Nachlauf der Vegetationsentwicklung liegt dann vor, wenn die Nährkraftstufe nach dem Analysenbefund um ein oder zwei Stufen höher (bei Stickstoff- oder Basenentrophierung) bzw. bei Versauerung niedriger liegt, als die Vegetationsform zeigt (LFG 1999). Vegetationsnachlauf lässt auf einen schnellen Verlauf des Wandels schließen, zu berücksichtigen ist die Wandlungsbereitschaft des Bodens. Für den Wandel der Stickstoffstufe hängt sie vom Humusvorrat, bei der Säure-Basenstufe vom Sorptionsvermögen und dem Basenvorrat ab, zudem sind die Ausgangs-Humusform und die Ausgangs-Säure-Basenstufe relevant (KOPP 2003a).

5 Ergebnisse

5.1 Vegetation

Die untersuchten Flächen sind durch hohe Deckungen von je einer Baumart in der Baumschicht gekennzeichnet. In der mit *Pinus sylvestris* bestandenen Fläche 1 trat zudem *Sorbus aucuparia* in der zweiten Baumschicht auf. Auffällig ist auf der mit *Betula pendula* bestandenen Untersuchungsfläche 4 die zweite Baumschicht, die durch vier Baumarten der Carpino-Fagetea (*Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*) gebildet wird (Tab. 3).

In der Strauchschicht treten zum Teil nitrophile Sträucher (*Rubus* sp., *Sambucus nigra*) auf, zum Teil sind aber auch Verjüngungs- und Entwicklungstendenzen erkennbar. Dabei sind die mit Kiefern bestandenen Flächen durch Arten wie *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia* und *Frangula alnus*, die mit *Betula pendula* bestandene Fläche durch das Auftreten von beispielsweise *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* in der Strauchschicht gekennzeichnet. In den Flächen 3 (*Populus tremula*) und 5 (*Acer pseudoplatanus*) ist eine Strauchschicht kaum entwickelt (vgl. Tab. 3).

In der Kraut- und Moosschicht treten überwiegend weit verbreitete Arten auf. Auf den durch Kiefernwälder gekennzeichneten Untersuchungsflächen 1 und 2 treten zahlreiche Arten

Tab. 2: Kennzeichnung harmonischer Humusformen (Quelle: LFG 1999, SCHULZE 1996).

Tab. 2: Characterization of harmonical humus forms (source: LFG 1999, SCHULZE 1996).

Name der Humusform	Stufe	Kurzform	Horizontfolge	C/N	Nährkraft	Basensättigung (V-Wert %)	pH _{KCL}	Einschätzung der Säure-Basenstufe	Charakteristische Formengruppen auf mäßig frischen Standorten
Mineralbodenhumusformen									
Mull	7	Mu	Ol-Ah	11,6–14,7	reich	≥ 46	≥ 4,8	basenreich	Lungenkraut-FG
Mullartiger Moder	6	MM	Ol-Of-Ah	14,2–18,5	kräftig	30–46 (–48)	5,0–4,0	ziemlich basenreich	Riesenschwengel-FG
Auflagehumusformen									
Moder	5	Mo	Ol-Of-Ah	17,8–23,8	mittel	18–30 (–32)	4,2–3,2	mäßig basenhaltig	Sauerklee-FG
Rohhumusartiger Moder	4	RM	Ol-Of-Oh-Ah	22,7–31,2	ziemlich arm	10–18 (–20)	≤ 3,4	ziemlich basenarm	Kräuter-Blaubeer-FG
Rohhumus	3	Ro	Ol-Of-Oh-Ah	29,4–41,4	arm	6–10 (–12)	≤ 3,2	basenarm	Blaubeer-FG
Magerrohhumus	2	Ma	Ol-Of-Oh-Ah	≥ 38,4	sehr arm (d)	6–10 (–12)	≤ 3,2		Zypressenmoos-FG
Hungerrohhumus	1	Hu	Ol-Of-Oh-Ah	≥ 38,4	extrem arm	6–10 (–12)	≤ 3,2		Flechten-FG

Tab. 3: Vegetationsaufnahmen der Untersuchungsflächen mit Angabe der Formengruppen (nach LFG 1999) und der Zeigerwerte (nach ELLENBERG et al. 1992).**Tab. 3:** Relevés of investigated areas with annotation of form groups (according to LFG 1999) and ecological values (according to ELLENBERG et al. 1992).

Fläche	1	2	3	4	5	Formengruppe	L	T	K	F	R	N
Deckung Baumschicht in %	70	45	50	50	70							
Deckung 2. Baumschicht in %	2			7								
Deckung Strauchschicht in %	8	5	<1	10	<1							
Deckung Krautschicht in %	15	60	70	95	70							
Deckung Mooschicht in %	70	50	20	1	<1							
Anzahl Arten	19	17	24	37	20							
B: <i>Pinus sylvestris</i>	4	3	-	-	-			x	7	x	x	x
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	3	-			x	x	x	x	x
<i>Quercus robur</i>	-	-	-	-	-			6	6	x	x	x
<i>Populus tremula</i>	-	-	3	-	-			5	5	5	x	x
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	-	4			x	4	6	x	7
B2: <i>Sorbus aucuparia</i>	2a	-	-	-	-			x	x	x	4	x
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	1	-			5	3	x	7	7
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	1	-			x	4	6	x	7
<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	-	1	-			5	2	5	x	x
<i>Quercus robur</i>	-	-	-	1	-			6	6	x	x	x
S: <i>Rubus</i> sp.	1	-	-	2a	-							
<i>Quercus robur</i>	1	r	-	-	-			7	6	6	x	x
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	1	-	-	-			6	x	x	x	4
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	-	-	r			7	5	3	5	x
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	+	-			4	x	4	6	x
<i>Prunus padus</i>	-	-	-	r	-							
<i>Frangula alnus</i>	-	1	-	-	-			6	6	5	8~	4
<i>Corylus avellana</i>	r	-	-	-	-			6	5	3	x	x
<i>Populus tremula</i>	-	-	+	-	-			6	5	5	5	x
K: <i>Quercus robur</i>	+	1	+	1	+			7	6	6	x	x
<i>Betula pendula</i>	-	r	-	-	-			7	x	x	x	x
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	+	1			4	x	4	6	x
<i>Prunus padus</i>	-	-	+	-	-							
<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	r	-	r			3	5	2	5	x
<i>Acer platanoides</i>	-	-	r	-	-			4	6	4	x	x
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	r	+	r			4	5	3	x	7
<i>Acer campestre</i>	-	-	-	+	-			5	6	4	5	7
<i>Adoxa moschatellina</i>	-	-	-	-	+	Lungenkraut-		5	x	5	6	7
<i>Galium aparine</i>	-	-	r	1	+	Riesenschwingel-		7	6	3	x	6
<i>Polygonatum multiflorum</i>	-	+	-	+	-	Riesenschwingel		2	x	5	5	6
<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	r	Riesenschwingel-		x	x	x	6	7
<i>Geranium robertianum</i>	+	-	r	1	1	Riesenschwingel-		5	x	3	x	x
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	-	-	+	3	Riesenschwingel-		4	5	5	7	7
<i>Galeobdolon luteum</i>	-	-	r	-	-	Riesenschwingel-		3	5	4	5	7
<i>Geum urbanum</i>	-	-	-	1	2b	Riesenschwingel-		4	5	5	5	x
<i>Moehringia trinerva</i>	r	-	-	+	-	Sauerklee-		4	5	3	5	6
<i>Dryopteris filix-mas</i>	-	-	-	2a	-	Sauerklee-		3	x	3	5	5
<i>Anemone nemorosa</i>	-	-	-	-	+	Sauerklee-		x	x	3	5	x

<i>Convallaria majalis</i>	-	+	-	-	-	Sauerklee-	5	x	3	4	x	4
<i>Holcus mollis</i>	-	-	+	-	-	Sauerklee-	5	5	2	5	2	3
<i>Dactylis glomerata</i>	-	+	+	1	-	Sauerklee-	7	x	3	5	x	6
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	-	-	2b	-	Sauerklee-	8	5	3	x	7	7
<i>Polypodium vulgare</i>	-	-	r	-	-	Sauerklee-	5	5	3	4	2	2
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	+	Sauerklee-	6	x	x	5	x	6
<i>Fragaria vesca</i>	-	-	-	+	-	Sauerklee-	7	x	5	5	x	6
<i>Achillea millefolium</i>	-	-	-	r	-	Sauerklee-	8	x	x	4	x	5
<i>Agrostis stolonifera</i>	-	-	-	+	-	Sauerklee-	8	x	5	7~	x	5
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2a	4	3	1	-	Blaubeer-	6	x	2	x	2	3
<i>Melampyrum pratense</i>	+	-	-	1	-	Blaubeer-	x	x	3	x	3	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	-	-	r	-	Blaubeer-	x	x	x	x	5	x
<i>Lonicera periclymenum</i>	+	-	-	1	-	Blaubeer-	6	5	2	x	3	4
<i>Sorbus aucuparia</i>	+	+	+	r	-		6	x	x	x	4	x
<i>Hieracium umbellatum</i>	-	+	2b	-	-		6	6	x	4	4	2
<i>Agrostis capillaris</i>	-	-	+	-	-		7	x	3	x	4	4
<i>Hieracium pilosella</i>	-	-	+	-	-		7	x	3	4	x	2
<i>Galium mollugo</i>	-	-	r	-	-		7	6	3	4	7	?
<i>Galeobdolon argentatum</i>	-	-	+	-	-							
<i>Hedera helix</i>	1	2a	+	-	r		4	5	2	5	x	x
<i>Carex arenaria</i>	+	-	-	-	-		7	6	2	3	2	2
<i>Rubus</i> sp.	-	1	-	-	-							
<i>Ribes</i> sp.	1	-	-	-	-							
<i>Anthriscus sylvestris</i>	-	-	+	+	2a		7	x	5	5	x	8
<i>Solidago virgaurea</i>	-	+	1	r	-		5	x	x	5	x	4
<i>Conyza canadensis</i>	-	-	-	-	r		8	6	x	4	x	5
<i>Heracleum spondylium</i>	-	-	-	+	+		7	5	2	5	x	8
<i>Juncus effusus</i>	-	-	-	r	-		8	5	3	7	3	4
M: <i>Atrichum undulatum</i>	-	-	-	-	+	Sauerklee-	6	x	5	6	4	
<i>Plagiomnium affine</i>	-	-	-	2m	-	Sauerklee-	5	4	5	5	5	
<i>Scleropodium purum</i>	4	-	-	-	-	Blaubeer-	6	4	5	4	5	
<i>Pleurozium schreberi</i>	-	4	-	-	-	Blaubeer-	6	3	5	4	2	
<i>Dicranum scoparium</i>	-	+	-	-	-	Flechten-	5	x	5	4	4	
<i>Brachythecium rutabulum</i>	-	-	2b	2m	+		5	x	5	4	x	
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	1	-	-	-	-		7	3	6	6	5	

der als Anzeiger für Rohhumus geltenden Blaubeer-Formengruppe (z. B. *Deschampsia flexuosa*, *Lonicera periclymenum*, *Melampyrum pratense*, *Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi*) auf, mehrere dieser Arten treten auch im Birkenwald auf der Untersuchungsfläche 4 auf (Tab. 3). Es treten Unterschiede zwischen den beiden Blaubeer-Kiefernwäldern auf. Während auf der Fläche 2 das etwas anspruchslosere Laubmoos *Pleurozium schreberi* dominant auftritt und *Deschampsia flexuosa* eine hohe Deckung aufweist, tritt auf der Fläche 1 *Scleropodium purum* dominant auf und *Deschampsia flexuosa* mit geringerer Deckung.

Arten der für die Humusform mullartiger Moder charakteristischen Riesenschwengel-Formengruppe (z. B. *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Geranium robertianum*, *Impatiens noli-tangere*, *Urtica dioica*) und der für die Humusform Moder kennzeichnenden Sauerklee-Formengruppe (z. B. *Dryopteris*

fili-mas, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Moehringia trinervia*) charakterisieren insbesondere die mit Laubwäldern bestandenen Untersuchungsflächen 3 bis 5. Einige wenige Arten dieser Gruppen treten vereinzelt auch in den Kiefernwäldern auf, sind aber für die Ausweisung der für die Humusform rohhumusartiger Moder charakteristischen Kräuter-Blaubeer-Formengruppe nicht in ausreichender Häufigkeit bzw. Deckung vorhanden (vgl. Tab. 3). Reaktions- und Stickstoffzahl nehmen tendenziell von der Riesenschwengel zur Blaubeer-Formengruppe hin ab.

Die Bestände am Standort 1 und 2 können als Blaubeer-Kiefern-Vorwald bezeichnet werden, nur wenige Arten der beiden anderen Gruppen treten mit zudem geringer Deckung auf. Für den Pappel-Vorwald (Standort 3) wird aufgrund der hohen Deckung von *Deschampsia flexuosa* sowie der etwas stärkeren Beteiligung von Arten der Sauerklee- und

Tab. 4: Verteilung von Zeigerarten auf den untersuchten Flächen.

Tab. 4: *Distribution of ecological values on the investigated areas.*

Fläche	1	2	3	4	5
Anzahl der Arten mit Stickstoffzahl 1 bis 3	3	2	5	2	-
Anzahl der Arten mit Stickstoffzahl 4 bis 6	2	3	4	12	3
Anzahl der Arten mit Stickstoffzahl 7 bis 9	2	-	4	13	10
Anzahl der Arten mit Reaktionszahl 1 bis 3	4	2	3	3	-
Anzahl der Arten mit Reaktionszahl 4 bis 6	6	5	4	7	2
Anzahl der Arten mit Reaktionszahl 7 bis 9	-	-	4	7	4

Riesenschwingel-Formengruppe die Bezeichnung Blaubeer-Sauerklee-Pappel-Vorwald gewählt. Der Birken-Vorwald am Standort 4 weist die meisten Arten mit den zudem höchsten Deckungen aus der Sauerklee-Formengruppe auf. Es sind außerdem Arten der Blaubeer- und Riesenschwingel-Formengruppe vertreten. Die Bezeichnung Sauerklee-Birken-Vorwald wird der Situation am besten gerecht. Im Bestand auf der Fläche 5 überwiegen Arten der Riesenschwingel-Formengruppe, während Arten der Blaubeer-Formengruppe ganz ausfallen, findet sich sogar eine Art der anspruchsvollen Lungenkraut-Formengruppe. Der Vorwald wird als Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald ausgewiesen.

Betrachtet man die Zeigerwerte aller in den Aufnahmen auftretenden Arten, so fällt auf, dass insgesamt sowohl Arten stickstoffarmer als auch bodensaurer Standorte deutlich weniger vertreten sind, als Arten stickstoff- und basenreicher Böden. Viele Arten verhalten sich zudem indifferent. Hinsichtlich des Spektrums der Zeigerwerte weisen die fünf untersuchten Standorte deutliche Unterschiede auf, die in Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt sind. Basenzeiger (Reaktionszahl 7 bis 9) fehlen auf den beiden mit Blaubeer-Kiefern-Vorwald bestandenen Flächen 1 und 2, während Arten stickstoffreicher Standorte (Stickstoffzahl 7 bis 9) nur auf der Fläche 2 fehlen. Auf die standörtlichen Unterschiede zwischen beiden Flächen geht Abschnitt 5.2 ein. Es fällt zudem auf, dass sowohl Säurezeiger (Reaktionszahl 1 bis 3) als auch Arten stickstoffarmer Standorte (Stickstoffzahl 1 bis 3) im Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald (Fläche 5) fehlen. Arten stickstoffreicher Standorte (Stickstoffzahl 7 bis 9) überwiegen im Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald und stellen auch im Sauerklee-Birken-Vorwald einen hohen Anteil der auftretenden Arten dar.

5.2 Boden

Die Bestimmung des pH-Werts im Oberboden zeigt, dass deutliche Unterschiede zwischen den Flächen auftreten. Einen ziemlich geringen pH-Wert von 3,4 weist die Fläche 1 (Loddin) auf, einen mittleren pH-Wert weisen die Flächen 2 und 3 (Pudagla) auf, während die Flächen 4 (Benz) und 5 (Alt Sallenthin) durch einen deutlich günstigeren pH-Wert von 4,3 gekennzeichnet sind. Hinsichtlich der Bodenart sind die Untersuchungsflächen überwiegend durch schluffige Sande (Su) gekennzeichnet, auf einer Fläche tritt die Bodenart sandiger Sand (Ss) auf (Tab. 5).

Die Angaben zur Stamm-Nährkraftstufe und Stamm-Feuchtestufe wurden vom Forstamt Pudagla mitgeteilt, sie entstammen den Datenerhebungen im Rahmen der forstlichen Standorterkundung und sind in Tabelle 5 aufgeführt. Zumeist wurden die Untersuchungsflächen nicht im Rahmen der forstlichen Standorterkundung erfasst, die Stamm-Eigenschaften wurden aus angrenzenden Flächen abgeleitet.

Alle fünf untersuchten Standorte sind mäßig frische Standorte mit der Stamm-Feuchtestufe 2. Sie unterscheiden sich aber in Hinblick auf die Stamm-Nährkraftstufe. Es treten die Stamm-Nährkraftstufen Ziemlich arm, Mittel und Kräftig auf (vgl. Tab. 5).

Nachfolgend seien die laboranalytischen Kennwerte der Humusformen dargestellt (vgl. Tab. 6). Bei den pH-Werten der Humusformen zeigt sich besonders deutlich der Unterschied zwischen den Kiefernwaldstandorten mit Auflagehumusformen (Standort 1 und 2, pH-Werte von 2,7 bis 3,1) und den Laubwald-Standorten mit Mineralbodenhumusformen (Standorte 3 bis 5, pH-Werte von 4,5 bis 6,3). Zudem wird deutlich, dass Unterschiede im Relief, wie sie an den Standorten 3 und 4 auftraten, zu einer stärkeren Varianz der pH-Werte führen (Tab. 6).

Die Gesamtsumme der löslichen und austauschbaren Kationen (T-Wert) variiert an den Standorten mit Auflagehumusformen von 124 bis 136 mmol_c/100 g Boden (Fläche 1) bzw. 80 bis 113 mmol_c/100 g Boden (Fläche 2). Wir gehen davon aus, dass die Austauschkapazität bei unseren Böden vorwiegend organischer Natur ist und durch Bindung an organische Huminstoffe bedingt ist. Sie ist am Standort 1, der Kohlenstoffgehalte von etwa 40 % aufweist, deutlicher höher als am durch Kohlenstoffgehalte von etwa 30 % gekennzeichneten Standort 2. An den Standorten mit Mineralbodenhumusformen variiert der T-Wert von 26 bis 79 mmol_c/100 g Boden. Die organischen Kohlenstoffgehalte sind mit Werten von etwa 3 bis 18 % deutlich niedriger (Tab. 6). Die Kohlenstoffgehalte weisen darauf hin, wie stark der Humus im Boden mit dem Mineralkörper vermischt ist. Der Kohlenstoffgehalt der organischen Substanz (Humus) liegt meist bei 50 % (SCHEFFER 2002), in unseren Untersuchungen sind immer, ansteigend von Fläche 1 bis 5, auch mineralische Anteile enthalten. Da es sich um Sandböden handelt, ist die Austauschkapazität des mineralischen Anteils entsprechend gering.

Die Basensättigung, ausgedrückt als prozentualer V-Wert, variiert an den Standorten 1 und 2 von 9 bis 14, die damit als basenarm (b3) bis ziemlich basenarm (b4) charakterisiert werden können. Der Standort 3 ist basenreich (b7), die Basensättigung variiert von 49 bis 60. Standort 4 ist mit einer Varianz von 41 bis 70 durch basenreiche (b7) oder ziemlich basenreiche Bedingungen (b6) gekennzeichnet. Standort 5

Tab. 5: Kennzeichnung des Bodens.

Tab. 5: *Characterization of soil.*

Untersuchungsfläche	1	2	3	4	5
pH-Wert im Oberboden	3,4	3,8	3,7	4,3	4,3
Bodenart	Su	Ss	Su	Su	Su
Stamm-Nährkraftstufe	Z ³	M	M	K	K
Stamm-Feuchtestufe	2	2	2	2	2

Tab. 6: Übersicht über die ermittelten laboranalytischen Kennwerte.**Tab. 6:** *Synopsis of the determined analytical indices.*

Fläche	Nr.	S-Wert	H-Wert	T-Wert	V-Wert	N _t	C _{org}	C/N	pH-Wert
		mmol _c /100g Boden			%	%	%		
1 Loddin Blaubeer-Kiefern-Vorwald	A	12	124	136	9	1,4	38,8	28,1	2,8
	B	11	113	124	9	1,3	39,4	30,3	2,8
	C	17	108	125	14	1,4	39,7	27,9	3,0
	D	15	109	125	12	1,3	40,6	30,4	2,9
	E	11	120	131	9	1,3	39,7	31,6	2,8
2 Pudagla Blaubeer-Kiefern-Vorwald	A	13	81	94	14	0,8	27,0	31,8	3,0
	B	13	84	97	13	0,9	25,9	29,4	3,0
	C	10	96	106	9	0,8	27,3	35,0	2,7
	D	11	103	113	9	1,0	33,6	32,7	2,8
	E	10	70	80	13	0,9	25,7	28,8	3,1
3 Pudagla Blaubeer-Sauerklee- Pappel-Vorwald	A	32	33	65	49	0,8	14,4	17,7	4,9
	B	31	32	63	49	0,8	14,4	19,1	5,0
	C	28	28	56	50	0,7	11,4	17,4	5,2
	D	32	29	61	52	0,8	13,4	17,6	5,6
	E	47	32	79	60	0,9	17,6	19,7	5,8
4 Benz Sauerklee-Birken- Vorwald	A	18	24	42	42	0,4	7,0	18,9	4,7
	B	14	12	26	54	0,2	3,1	17,6	5,7
	C	26	11	37	70	0,3	4,7	17,3	6,3
	D	21	31	52	41	0,5	10,9	20,0	4,8
	E	19	24	43	43	0,4	7,1	17,1	4,9
5 Alt Sallenthin Riesenschwingel-Berg- Ahorn-Vorwald	A	15	20	36	43	0,3	5,1	17,8	4,9
	B	17	23	40	42	0,4	6,1	15,8	4,8
	C	16	25	41	40	0,4	6,6	15,5	4,8
	D	20	31	50	39	0,7	11,7	17,0	4,6
	E	18	31	48	36	0,5	8,9	16,3	4,5

ist relativ einheitlich und ziemlich basenreich (b6), wobei die V-Werte von 36 bis 43 % schwanken. Auch bei der Basensättigung unterscheiden sich Kiefern- und Laubwald-Standorte sehr markant und weisen die Standorte 3 und 4 die größte Varianz auf (vgl. Tab. 6).

Am Standort 1 variiert das C/N-Verhältnis von 28,1 bis 31,6, damit ist die Humusform als rohhumusartiger Moder (n4) anzusprechen. Am Standort 2 ist das C/N-Verhältnis etwas weiter, es variiert von 28,8 bis 35,0 (Standort 2) und liegt damit überwiegend im unteren Bereich der für Rohhumus (n3) typischen Wertespanne (vgl. Tab. 6). An den Standorten 3 und 4 variiert das C/N-Verhältnis von 17,4 bis 19,7 (Standort 3) bzw. 17,1 bis 20,0 (Standort 4). Insgesamt kann die Humusform als mullartiger Moder (n6) charakterisiert werden, wobei einige Werte bis in die für Moder (n5) charakteristische Spanne reichen. Am Standort 5 liegen alle Werte (C/N: 15,5 bis 17,8) im Bereich der für mullartigen Moder (n6) typischen Wertespannen.

Betrachtet man die prozentualen Stickstoffanteile, so fällt auf, dass der Standort 1 die höchsten Werte aufweist. Sie liegen mit 1,3 bis 1,4 % deutlich höher als auf der ebenfalls mit Blaubeer-Kiefern-Vorwald bestandenen Fläche 2, die Werte von 0,8 bis 1,0 % aufweist (Tab. 6).

Die Untersuchungen zeigen zudem, dass deutliche Beziehungen zwischen der Basensättigung und dem pH-Wert bestehen. Dies weist darauf hin, dass Einschätzungen zur Säuren-Basenstufe in gewissem Maße, wie in Tabelle 2 dargestellt, schon mit Hilfe des relativ einfach zu bestimmenden pH-Wertes möglich sind. Allerdings zeigt ein Vergleich mit der in SCHEFFER (2002, S. 118) dargestellten Abbildung, dass die Beziehungen in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen variieren können.

Die Analyse der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte zeigt, dass sich die Auflagehumusformen (Untersuchungsfläche 1 und 2) deutlich von den Mineralbodenhumusformen unterscheiden. Innerhalb der jeweiligen Humusformen bestehen annähernd lineare Beziehungen zwischen den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten.

Zusammengefasst lässt sich auf der Basis der ermittelten Werte (vgl. Tab. 6) und der aufgeführten Kennwerte (vgl. Tab. 2) die in Tabelle 7 dargestellte Einschätzung treffen.

6 Diskussion

Durch die im Rahmen des Projektes durchgeführten Studien wird deutlich, dass sich in Abhängigkeit von den Standort-

Tab. 7: Ermittelte Zustands-Eigenschaften der untersuchten Flächen.**Tab. 7:** *Determined features of investigated areas.*

	Vegetation		Stickstoffstufe	Säure-Basenstufe	
1	v3	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	n4 (n3)	Rohhumusartiger Moder (z)	b3 (b4) basenarm
2	v3	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	n3 (n4)	Rohhumus (a)	b4 (b3) ziemlich basenarm
3	v3/5	Blaubeer-Sauerklee-Pappel-Vorwald	n6 (n5)	Mullartiger Moder (k)	b7 basenreich
4	v5	Sauerklee-Birken-Vorwald	n6 (n5)	Mullartiger Moder (k)	b6 (b7) ziemlich basenreich
5	v6	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	n6	Mullartiger Moder (k)	b6 ziemlich basenreich

verhältnissen eine Vielzahl von Baumarten durch spontane sekundäre Sukzession etablieren kann. Kennzeichnendes Merkmal der Sukzession auf Ackerflächen scheint nach den bisherigen Untersuchungen die rasche Besiedlung durch eine Baumart zu sein, in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen erfolgen die Verjüngung und das Auftreten weiterer Gehölze.

Bei den im Verlauf von sekundären Sukzessionen sich etablierenden Vorwaldgesellschaften zeigt sich eine größere Vielfalt als bei den im Rahmen der Darstellung von Stamm-Vegetationsformen aufgeführten Vorwald-Beständen [vgl. LFG 1999 (Entwurf Kopp & Jeschke 1992)]. Während jene (vgl. LFG 1999, S. 337 ff.) zwischen Birken-, Birken-Kiefern- und Kiefern-Birken-Vorwald in Abhängigkeit von Klima-, Stamm-Feuchte- und Stamm-Nährkraft-Stufe differenzieren und der Kiefer lediglich im Bereich der Stamm-Nährkraftstufe Arm Bedeutung beimessen, zeigen unsere Untersuchungen der sekundären Sukzession auf ehemaligen Sandäckern eine breitere Amplitude der Kiefer sowie das Auftreten weiterer Vorwaldarten (z. B. *Acer pseudoplatanus*).

KOPP (2003b) bezeichnet Vorwälder, die sich nach Aufgabe der Nutzung auf Acker- oder Grünlandflächen entwickeln, als Regradationsvorwälder. In einer Darstellung, die sich auf das (binnen-) feuchte Küstenklima bezieht, (KOPP 2003b, S. 28) wird postuliert, dass sich diese Regradationsvorwälder bei Abweichungen von ein bis vier Nährkraftstufen von der Stamm-Nährkraft einstellen. Bei geringen Abweichungen um eine Stufe unterscheidet KOPP (2003b, S. 28) in Abhängigkeit von der Stamm-Nährkraftstufe folgende Regradationsvorwälder:

Reich	Riesenschwingel-Birken-Regradationsvorwald
Kräftig	Sauerklee-Birken-Regradationsvorwald
Mittel	Sauerklee-Drahtschmielen-Birken-Regradationsvorwald
Ziemlich Arm	Drahtschmielen-Kiefern-Birken-Regradationsvorwald
Arm	Heide-Kiefern-Regradationswald.

In den von uns im mäßig küstenfeuchten Klima durchgeführten Untersuchungen der sekundären Sukzessionswälder befinden sich am Standort 1, 4 und 5 in Hinblick auf die Nährkraft die Zustands- und Stamm-Eigenschaften des Bodens weitestgehend in Einklang. Bei den nahe beieinander gelegenen Standorten 2 und 3 gibt es Abweichungen, die aber wohl Folge der im reliefreichen Gebiet stark wechselnden Stamm-Eigenschaften sind. Es ist wahrscheinlich, dass diese beiden Gebiete nicht durch die Stamm-Nährkraftstufe M, sondern durch eine jeweils andere Stamm-Nährkraftstufe gekennzeichnet sind. Möglicherweise hat sich in Folge der

Ackernutzung in der reliefreichen Landschaft eine Veränderung der Stamm-Eigenschaften ergeben.

Betrachtet man die Vegetationsentwicklung, so zeigen sich einige interessante Gesichtspunkte. Auf der Fläche 5 befinden sich alle erhobenen Parameter in Einklang. Es liegt die Vermutung nahe, dass Fremdstoffeinflüsse (Basen- und Stickstoffeutrophierung) in gleichem Maße wirkten und nach der Aufgabe der Ackernutzung (1970) sich auf dem kräftigen Standort der Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald in Einklang zu den gegebenen, gleichlaufend veränderten Standortverhältnissen etablieren konnte.

Auf Fläche 4, bei der es sich ebenfalls um einen kräftigen Standort handelt, entwickelte sich, in Übereinstimmung mit den Aussagen von KOPP (2003b), ein Sauerklee-Birkenvorwald. Die ackerbauliche Nutzung wurde hier bereits 1960 aufgegeben. Folgt man der forstlichen Standortlehre, so weist die Vegetationsentwicklung einen um eine Stufe ärmeren Zustand auf, als die Standorteigenschaften. Möglicherweise spielt der Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe eine Rolle für die unterschiedliche Entwicklung und es kam bei stickstoffärmeren Ausgangsbedingungen zur Entwicklung des Birken-Vorwaldes, der sich jetzt bei gegebener höherer Stickstoff- und Säure-Basenstufe in Richtung eines anspruchsvolleren Laubwaldes entwickelt. Diese Entwicklung wird durch die Arten in der zweiten Baumschicht und bereits auftretende Arten der Riesenschwingel-Formengruppe deutlich.

Der kurzlebige Pappel-Vorwald auf Fläche 3 fällt aus der Reihe und lässt kaum verallgemeinerungswürdige Aussagen zu. Eine hohe Varianz der betrachteten Humusparameter trat insbesondere bei den Standorten 3 und 4 auf, diese weisen Reliefunterschiede auf und sind auch in der Vegetation stärker als die anderen untersuchten Standorte durch ein Auftreten von Arten verschiedener Formengruppen gekennzeichnet.

Die zwei untersuchten Blaubeer-Kiefern-Vorwälder sind entweder in Hinblick auf die Säure-Basenstufe oder in Hinblick auf die Stickstoffstufe als basenarm bzw. arm einzuschätzen, bei beiden Wäldern zeigen sich Übergänge in die nächsthöhere Stufe. Auftretende Unterschiede in der Kraut- und Mooschicht der Kiefernwälder stehen im Einklang mit den laboranalytischen Kennwerten. Insbesondere die höheren Stickstoffgehalte widerspiegeln sich in der Vegetation auf Fläche 1.

Es zeigte sich, dass bisherige Darstellungen (vgl. z. B. KOPP 2003b) die Birke, zweifelsohne eine wichtige Pionierbaumart, überbewerten. Möglich sind bei Auftreten geeigneter Baumarten in der Nähe auch Sukzessionen, die mit einem Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald beginnen. Die Untersuchungen zeigten zudem, dass im Bereich der Nährkraftstufen ziemlich arm und arm Blaubeer-Kiefern-Vorwälder auftreten und die Birke nicht unbedingt von Bedeutung ist.

Zweifelsohne spielen auch in der näheren Umgebung vorhandene Spenderbäume eine Rolle bei der Besiedlung von Freiflächen.

Relevant ist in Zusammenhang mit den durchgeführten Untersuchungen auch der sehr rasche Zustandswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes, auf den KOPP (2003a) detailliert eingeht. Während in den 1950er Jahren noch große Flächen der bewaldeten Naturräume Flechten- bis Blaubeer-Kiefernbestände aufwiesen, im nordostdeutschen Tiefland waren dies allein 0,8 Mio. ha von insgesamt 1,7 Mio. ha, begannen in den 1970er Jahren die durch Hungerrohhumus und Flechten-Kiefernbestand gekennzeichneten Vegetationsformen, die als stärkste Degradationsstufen bewertet wurden, zu verschwinden (KOPP 2003a).

Die vorgelegte Studie zeigt, dass die erhobenen exakten Standortdaten zum Verständnis der im Rahmen sekundärer Sukzessionen in unterschiedlichen Zeiträumen ablaufenden Vegetationsentwicklungen beitragen können. Wie von PRACH & ŘEHOUNKOVÁ (2006) betont, kann nur ein weiterführender Vergleich von exakten, regionalen Einzeluntersuchungen über eine geographisch breitere Skala zwischen spezifischen und generellen Entwicklungsmustern differenzieren.

Danksagung

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes „Sukzessionswälder als Flächennutzungsalternative“. Herr Dr. Röhe (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Schwerin) organisierte eine Umfrage zu Sukzessionswäldern unter den Forstämtern und stellte uns die Ergebnisse freundlicherweise zur Verfügung. Bei der Durchführung der Untersuchungen unterstützten uns Mitarbeiter des Forstamtes Pudagla (Usedom) und Herr U. Möbius (Universität Greifswald). Herr Dr. D. Kopp (Tewsumos), Herr Dr. L. Jeschke (Greifswald) und Frau Dr. H. Barth (Greifswald) gaben uns Anregungen für die standortkundliche Betrachtung. Gedankt sei auch den beiden Gutachtern für Hinweise zum Manuskript.

Literatur

- BRAUN-BLANQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. In: SCHOENICHEN, W. (Hrsg.): Biologische Studienbücher 7, Springer, Berlin: 330 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer Verlag, Stuttgart: 683 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Verlag Erich Goltze, Göttingen: 258 S.
- FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME (1996): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortkartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“. 5. Aufl., IHV-Verlage, Eching bei München: 352 S.
- FRAHM, J.-P., FREY, W. (1983): Moosflora. Ulmer, Stuttgart: 522 S.
- HAMPICKE, U., KÜSTNER, A., LITTERSKI, B., SCHÄFER, A. (2008): Sukzessionswälder als Flächennutzungsalternative. Abschlussbericht zum Projekt, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt: 118 S. und Anhänge.
- HANDBUCH FORSTLICHE ANALYTIK (2005): Handbuch Forstliche Analytik. Grundwerk. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Hrsg. vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik.
- JÄGER, E.J., WERNER, K. (2005): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 980 S.
- KOPP, D. (2003a): Zusammenwirken von Standort und Vegetation bei der Erkundung von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung **42** (1): 1-49.
- KOPP, D. (2003b): Der Entwicklungsaspekt bei der Erkundung der Waldvegetation und ihrer Standorte am Beispiel des nordostdeutschen Tieflandes. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung **42** (2): 19-32.
- KOPP, D., SCHWANECKE, W. (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 248 S.
- KOPP, D., JESCHKE, L., BAUMGART, B., LINKE, C. (2002): Bestimmung der Naturnähe von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland auf der Grundlage der Standortserkundung und Forsteinrichtung. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung **41**: 187-241.
- LFG (1999): Forstliche Standortkartierung in Mecklenburg-Vorpommern. Teil B: Standortformen und -gruppen. Bearbeitung: Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern, Malchin: 484 S.
- PRACH, K., ŘEHOUNKOVÁ, K. (2006): Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? Preslia **78**: 469-480.
- REICHEL, G., WILMANN, O. (1973): Vegetationsgeographie. Westermann, Braunschweig: 210 S.
- SCHNEFFER, F. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Scheffer/Schachtschabel. 15. Aufl., neubearb. und erw. von BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., SCHWERTMANN, U., HORN, R., KÖGEL-KNABNER, I., STAHR, K., AUERSWALD, K., BEYER, L., HARTMANN, A., LITZ, N., SCHEINOST, A., STANJEK, H., WELP, G., WILKE, B.-W. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin: 593 S.
- SCHULZE, G. (1996): SEA 95 – Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung). Teil A, Standortformen, Selbstverlag: 300 S.

submitted: 04.11.2008

reviewed: 10.02.2009

accepted: 12.06.2009

Autorenanschriften:

PD Dr. Birgit Litterski, Annett Küstner,
Prof. em. Dr. Ulrich Hampicke
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
Institut für Botanik und Landschaftsökologie
Grimmer Str. 88
D-17489 Greifswald

SIVIM: an on-line database of Iberian and Macaronesian vegetation

SIVIM – das Online Datenbank-System zur Vegetation der iberischen Halbinsel und der Makaronesischen Inseln

Xavier Font, María Pilar Rodríguez-Rojo, Carmen Acedo, Idoia Biurrun, Federico Fernández-González, Carmen Lence, Javier Loidi and Josep Maria Ninot

Abstract

SIVIM (Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica) is an information system designed for capturing, hosting, editing, analyzing and outputting georeferenced plot data of Iberian and Macaronesian vegetation. It currently hosts 86,000 relevés, mainly from the northern half of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands, and will grow to 100,000 relevés in the near future. SIVIM has been conceived to offer direct and free on-line access to relevés, tables, as well as to floristic, syntaxonomical and bibliographical records. The system also offers on-line software for edition and analysis of vegetation data. The main characteristics of SIVIM are presented, and its particular technical solutions to typical data banking problems as well as its future objectives are briefly commented.

Keywords: *relevés, vegetation databank, floristic databank, biodiversity informatics, information system*

Zusammenfassung

SIVIM ist ein Informationssystem, mit welchem georeferenzierte Daten zur iberischen und makaronesischen Vegetation erfasst, gehostet, editiert, analysiert und ausgegeben werden können. Momentan umfasst das System 86.000 Aufnahmen. In naher Zukunft soll die Anzahl der Aufnahmen auf 100.000 steigen, hauptsächlich durch Daten aus dem Norden der Iberischen Halbinsel und von den Balearen. SIVIM wurde initiiert, um einen direkten, freien Online-Zugang zu Vegetationsaufnahmen, Vegetationstabellen, sowie zu floristischen, syntaxonomischen und bibliographischen Daten anzubieten. Außerdem bietet es Online-Software, um Vegetationsdaten zu editieren und zu analysieren. Dieser Beitrag gibt eine Übersicht über die wesentlichen Eigenschaften von SIVIM und erläutert die implementierten technischen Lösungen typischer Datenbankprobleme sowie die zukünftigen Ziele.

Schlüsselwörter: Vegetationsaufnahme, Vegetations-Datenbank, Floristische Datenbank, Biodiversitätsinformatik, Informationssystem

1 Introduction

Over the last three decades, but especially in the last one, a remarkable number of vegetation databases have been developed in the frame of national and international programs devoted to the study, management and conservation of plant biodiversity. Vegetation databases store a vast number of vegetation plots, including the large number of phytosociological relevés made in the Braun-Blanquet tradition, as well

as other plant community data from publications and unpublished documents (theses, reports, etc...). Such rapidly growing databases are contributing to the knowledge of the typology, distribution and ecology of plant communities (CHYTRÝ & RAFAJOVÁ 2003), as well as to the autecology and chorology of plant species. They are also opening new methodological approaches for classical questions in the fields of community classification, community ecology, biogeography and macroecology (BEKKER et al. 2007), including impacts of climate change (LENOIR et al. 2008).

According to SCHAMINÉE et al. (2009) and HENNEKENS (2009) (http://geobot.botanik.uni-greifswald.de/portal/index.php?option=com_content&task=view&id=99&Itemid=272) there are more than 4,300,000 vegetation plot records existing in Europe, of which around 1,800,000 are already stored in electronic format thanks to a growing list of vegetation computerizing projects. Some remarkable examples are the French database *Sophy* (<http://sophy.u-3mrs.fr>), a pioneer that began in 1978 and is currently storing 187,000 relevés; the database of the Dutch agency *Alterra* (*Green World Research*, <http://www.synbiosys.alterra.nl>), scoring with around 600,000 relevés in TURBOVEG format (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001); the Czech vegetation database from Masaryk University at Brno (<http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/dbase.php?lang=en>) that stores around 137,000 relevés (CHYTRÝ & RAFAJOVÁ 2003); or the German database *VegetWeb* (<http://www.floraweb.de/vegetation/aufnahmen.html>) that stores around 11,000 relevés in a format similar to the American database *VegBank* (<http://vegbank.org>), sponsored by the *Ecological Society of America – Panel on Vegetation Classification*, which hosts around 22,000 plots from USA and Canada, mainly from forest vegetation. With exception of the latter two systems, these databases are not public but some of them offer copies of the data for scientific use on request.

In spite of the large amount of computerized plot records in Europe, there are still some scientific, technological and even political obstacles (e. g. syntaxonomical and taxonomical standardization; BRUELHEIDE & CHYTRÝ 2000) that limit the wide use of the data (EWALD 2001). Because of that, the access to large biodiversity databanks and the standardization and linkage of all sorts of ecological databases is considered a priority that may open up new research lines and methodological possibilities on the related issues (OZINGA et al. 2005, BEKKER et al. 2007, SCHAMINÉE et al. 2007, 2009).

2 The SIVIM data bank and web

2.1 *Antecedents, context and current status*

The longstanding phytosociological tradition in Spain has produced an estimated number of 150,000 to 200,000 (165,000 according to HENNEKENS 2009) relevés. However, the compilation of dispersed and often poorly accessible literature sources containing relevés (to date, more than 1,500 references on Iberian and Macaronesian vegetation have been collected under SIVIM) is a difficult task. Thus, the Iberian vegetation checklist (RIVAS-MARTÍNEZ et al. 2001, 2002), a valuable work series gathering all published Iberian syntaxa, was not able to manage the majority of available relevés because they were not computerized.

SIVIM (in Spanish, *Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica*; <http://www.sivim.info/sivi>) was born in the frame of a nationally funded research project of the Global Change, Earth Sciences and Biodiversity Program. A consortium of four Spanish universities with a team of 22 researchers are currently involved in the database management: University of Barcelona (X. Font, J. Carreras, E. Carrillo, J.M. Ninot, J. Moreno and R. Quadrada), University of the Basque Country (EHU, Bilbao) (J. Loidi, I. Biurrun, J.A. Campos, I. García-Mijangos and M. Herrera), University of Castilla-La Mancha (Toledo) (F. Fernández-González, P. Rodríguez Rojo, R. Pérez-Badia, S. Sardinero and V. Bouso), and University of León (C. Lence, C. Acedo, R. Alonso, F. Llamas, S. del Río and L. Herrero). The project has been recently renewed for the next 3 years.

The direct precursor of SIVIM was the BDBC project (*Biodiversity Database of Catalonia*, <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>), funded by the Generalitat (regional government) of Catalonia, which begun 15 years ago and now hosts 21,000 relevés from Catalonia and neighbouring areas (FONT & NINOT 1995). Most of the characteristics applied in SIVIM are based on those already implemented and tested in BDBC.

SIVIM is conceived as a vegetation data system designed for capturing, hosting, editing, analyzing and outputting georeferenced vegetation data. It was created with the aim to be a helpful tool both in scientific research and in assessment of decision making on land planning and management.

There are two other projects in Spain concerning floristic databases at the national scale. The Spanish GBIF node (<http://www.gbif.es>) compiles specimen records from the information delivered by natural history collections (Herbaria). The project *Anthos* (<http://www.anthos.es>) has been developed in the Royal Botanical Garden of Madrid to compile floristic records from the botanical literature. As SIVIM has been developed for recording data from phytosociological relevés, with the ensemble of these three projects plant data from all types of sources will be available in the immediate future. Phytosociological data with their coverage of all species present in a relevé, regardless of their frequency and taxonomic status, are an important complement to herbarium collections and the floristic literature, both of which are preferentially focused on relatively uncommon species and taxonomically difficult groups. In this context, it is remarkable that SIVIM holds the largest number of floristic data records in the national information system on phytodiversity.

SIVIM currently stores almost 86,000 phytosociological relevés, mainly from central and northern Spain as well as Balearic islands (Fig. 1), where data compilation has primarily focused so far. These relevés contain around 1,500,000 floristic records, which are now available for consultation not only in the SIVIM web but also in the national (<http://www.gbif.es>) and international (<http://www.gbif.org>) GBIF nodes. Around 1,500 scientific references (books and papers) have been screened for their inclusion into the database, the oldest dating from more than 80 years ago. One of the project goals by the end of 2009 is to reach 100,000 Ibero-Macaronesian vegetation relevés which would represent two thirds of the lower estimation of accessible data in the territory covered by the database. During its first year of operation, the SIVIM web has received 20,000 visits for consulting or requesting data. In the last year, visits are mainly from Spain (47 %) and European research centers, secondly by environment consultants and in a minority from public agencies.

The phytosociological spectrum of the data currently available in SIVIM is summarized in Table 1 by phytosociological classes and physiognomic-ecological groups of classes (nomenclature follows RIVAS-MARTÍNEZ et al. 2001, 2002). By far, the most documented classes are those referred to woodland, heathland, grassland and synanthropic vegetation, each of these four major groups accounting for more than 12,000 relevés. In most of these groups, Eurosiberian and Mediterranean classes are equivalently represented in terms of number of relevés (e. g. *Quercetea ilicis* vs. *Quercus-Fagetetea*), meaning that SIVIM already includes almost all the available relevés from northern Iberia, where Central European vegetation develops variously in Atlantic areas and on mid-altitude mountains. Moreover, there is a noticeable documentation on the other biogeographic main vegetation units found in the area considered (Alpine, Canarian, coastal, etc). Thus, this data bank is already a representative basis for any study dealing with Iberian and Macaronesian vegetation, and is especially appropriate when focusing on the transition from Mediterranean to Eurosiberian units.

2.2 *Technical issues*

SIVIM was formally opened in late 2007 with the web site located in the Department of Plant Biology of the University of Barcelona. The server is a PC with a Linux operating system (SuSe 11). The Java Enterprise Edition platform was chosen in order to ensure maximum flexibility in the deployment of the system and to guarantee an appropriate scalability to support any increases of the user base. The programs (servlets) are written completely in Java language and allow consulting and downloading vegetation data (both relevés and tables) in XML format. This format is compatible with the *VegAna* (DE CÁCERES et al. 2003) suit of tools for vegetation analysis and edition, freely available in the same web site. The *Quercus* module of *VegAna* allows data conversion from XML to other data formats common in numerical analyses of vegetation, as well as manipulation and edition of data prior to conversion. As for the software requirements, all the programs to be used are free: Java virtual machine, database manager DB2 9.5 (Express) and Tomcat Web Server 6.0. At present the web is in Spanish, taking into account the expected language of most of their users, but for the *VegAna* packages an English version is also supported.

The process of incorporation new vegetation plots to the database depends upon the characteristics of the original sources, but most of the work is based on programmed routines that allow a rapid formatting of pdf files or scanned tables of relevés as text files, using OCR software. Further routines include detection of formatting mistakes, controls for coherence of the data and a first screening of the taxonomic nomenclature. After a last revision of the result by comparison with the source, relevés are entered to the database and available to the regional experts for further revisions.

2.3 Site descriptors and metadata

The SIVIM database includes fields for all the community descriptors commonly used in phytosociological relevés (e. g. MUCINA et al. 2000), but the structure of data is open to other kinds of metadata susceptible to be applied in particular analyses or sampling designs (BRUNT 2000). Metadata fields can be exported and managed by users to carry out specific analyses under programs or packages other than those available at the SIVIM web.

To improve the applied uses of the database and broaden its users' range, all relevés are being georeferenced with an accuracy of at least the UTM 10x10 km grid, with the scientific support of the regional experts involved in the project. Georeferencing is a major effort in the management of SIVIM, because many old relevés are not accurately located in the original publications and significant amounts of the published georeferences contain mistakes. Geographic filters and detailed checking by regional experts are the ways used to improve quality of georeferencing (CHAPMAN & WIECZOREK 2006), which, on the other hand, is a key objective for user queries (e. g., mapping outputs) and for future applications like modelling the distribution of species or communities, or assessments in plant conservation.

2.4 Nomenclatural issues

The handling of multiple scientific names and taxonomic concepts is one of the greatest challenges in biodiversity databases (BERENDSOHN et al. 1999). In SIVIM different species names recorded in relevés from different times or locations are mapped into a common nomenclatural reference, identifying them as belonging to the same taxon. It also allows the

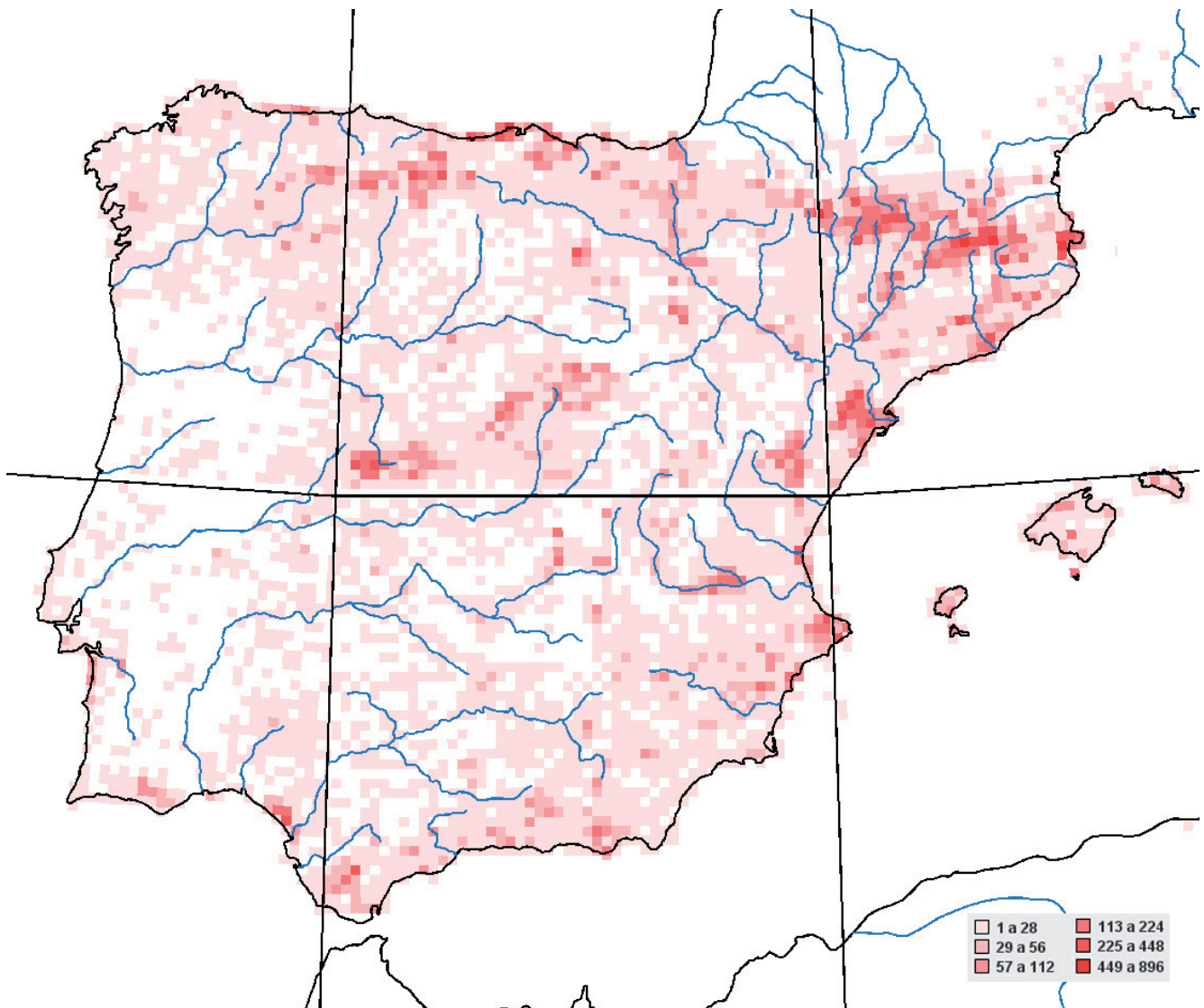


Abb. 1: Geographische Verteilung der in SIVIM digital gespeicherten Vegetationsaufnahmen.

Fig. 1: Geographic distribution of the relevés computerized in SIVIM.

Tab. 1: SIVIM eingestellte Aufnahmezahl nach pflanzensoziologischen Klassen und Klassegruppen.**Tab. 1:** Number of relevés included in SIVIM per phytosociological classes and class groups.

I. Aquatic vegetation	1,302
Charetea fragilis	48
Lemnetea	139
Potametea	1,017
Halodulo wrightii-Thalassietea testudinum	4
Ruppietea	46
Zosteretea marinae	48
II. Amphibious vegetation	5,955
Bidentetea tripartitae	324
Isoeto-Nanojuncetea	848
Isoeto-Littorelletea	216
Montio-Cardaminetea	491
Phragmito-Magnocaricetea	2,596
Oxycocco-Sphagnetea	177
Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae	1,293
Utricularietea intermedio-minoris	10
III. Coastal and continental halophilous and sand dune vegetation	6,691
Ammophiletea	2,214
Cakiletea maritimae	200
Crithmo-Limonietea	722
Juncetea maritimi	1,111
Saginetea maritimae	401
Sarcocornietea fruticosae	1,497
Spartinetea maritimae	97
Thero-Salicornietea	449
IV. Chasmophytic, epiphytic and scree vegetation	7,185
Adiantetea	243
Asplenietea trichomanis	3,073
Parietarietea	642
Petrocoptido pyrenaicae-Sarcocapneta enneaphyllae	168
Anomodonto-Polypodieta	421
Greenovio-Aeonietea	188
Phagnalo-Rumicetea indurati	261
Thlaspietea rotundifolii	2,189
V. Synanthropic, fringe and megaforbic vegetation	12,277
Artemisietea vulgaris	1,197
Epilobietea angustifolii	112
Oryzetea sativae	52
Pegano-Salsolletea	1,269
Polygono-Poetea annuae	507
Stellarietea mediae	7,333
Galio-Urticetea	815
Cardamino hirsutae-Geranietea purpurei	163

Mulgedio-Aconitetea	360
Trifolio-Geranietea	469
VI. Supratimberline zonal vegetation on cryophilous geliturbated soils	3,438
Carici rupestris-Kobresietea myosuroidis	198
Kobresio myosuroidis-Seslerietea caeruleae	940
Caricetea curvulae	980
Loiseleurio-Vaccinietea	87
Salicetea herbaceae	270
Festucetea indigestae	963
VII. Grassland and meadow vegetation	14,418
Tuberarietea guttatae	2,057
Festuco-Brometea	1,577
Festuco hystricis-Ononidetea striatae	1,352
Koelerio-Corynephoretea	145
Poetea bulbosae	213
Sedo-Scleranthetea	156
Lygeo-Stipetea	3,013
Stipo giganteae-Agrostietea castellanae	44
Molinio-Arrhenatheretea	4,933
Nardetea strictae	928
VIII. Heathland, dwarf scrub and scrub vegetation	11,742
Calluno-Ulicetea	2,078
Cisto-Lavanduletea	1,477
Rosmarinetea officinalis	5,163
Cytisetea scopario-striati	1,241
Rhamno-Prunetea	1,783
IX. Forest, woodland, semidesert and desert potential natural vegetation	
IXa. Riparian shrublands and woodlands	2,636
Alnetea glutinosae	46
Betulo carpaticae-Alnetea viridis	6
Nerio-Tamaricetea	643
Salici purpureae-Populetea nigrae	1,941
IXb. Eurosiberian and Mediterranean potential natural vegetation	13,095
Lauro azoricae-Juniperetea brevifoliae	12
Junipero sabiniae-Pinetea sylvestris	1,128
Quercetea ilicis	5,525
Querco-Fagetea	5,428
Vaccinio-Piceetea	1,002
IXc. Canarian and Madeiran potential natural vegetation	772
Chamaecytiso-Pinetea canariensis	262
Kleinio-Euphorbietea canariensis	238
Polycarpaeo niveae-Traganetea moquini	34
Pruno hixae-Lauretea novocanariensis	238
Relevés not adscribed to phytosociological units	6,402

integration of biodiversity databases of various kinds. For a potential user without expertise on nomenclatural subjects, a vegetation database should furnish a clear and sound taxonomical reference. This objective poses particular difficulties in territories like the Iberian Peninsula, where a thorough revision of the vascular flora (the *Flora iberica* project, <http://www.floraiberica.org>) has been in progress since 20 years and has been completed to ca. 60 % only. To cope with these problems, SIVIM uses a taxonomic thesaurus following the proposals of the *Anthos* project (www.anthos.es) of the Royal Botanical Garden of Madrid, enhanced with other floristic repertoires from northwest Africa and the Macaronesian archipelagos and the periodic updating derived from *Flora iberica*. Even after the application of this thesaurus to the digitized tables of relevés, a revision is needed for detecting orthographically incorrect names or failure of taxonomic assignments. Our experience shows that further detailed revisions allow detecting other identification mistakes attributable to the authors of the relevés or to old erroneous taxonomic interpretations, which escape the automatic application of the thesaurus, and thus continuously improve the nomenclatural quality of the database. The scientific support of regional experts on flora and vegetation is crucial at this step. In any case, the original name is maintained unchangeable in a field of the database, while a second field holds the updated or corrected name according to the thesaurus or to the expert's opinion. A third field may be filled in to indicate the accuracy level of the identification. Information about taxonomical updating is being kept in the database but at present is not accessible to external users.

During our discussions with managers of other floristic databases, they have suggested that phytosociological relevés may contain more taxonomic identification errors than other sources of floristic data. However, the frequency of errors depends upon authors and territories, and is more serious in regions that have been subject to nomenclatural and taxonomic instability in the last decades. From these relatively few cases, it would be wrong to attribute low accuracy to phytosociological data in general, which are mostly sound assessments of species assemblages. In addition, it must be remembered that other data sources, such as herbarium specimens, also contain identification or georeferencing errors, which also require continuous revision in the future by specialists. However, to obtain detailed information on the distribution of a large list of species in a certain territory, the records from herbarium collections do not yield a sufficient density of data, so that additional data sources like field observations are indispensable. This is the case for several groups of organisms in the GBIF project (most typically birds), where field observations contribute the vast majority of data. In the Iberian Peninsula, as it has been pointed out, floristic records from phytosociological relevés are a principal source of plant distribution data.

As regards to syntaxonomical nomenclature, SIVIM follows the checklist of RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2001, 2002), but separated fields for the original name (verbatim, unchangeable) and for the corrected or updated name of each relevé are included in the database structure. The syntaxonomical thesaurus solves synonymies and allows users to address queries to different levels of the hierarchical classification of vegetation.

The nomenclatural solutions adopted so far in SIVIM fits to the requirements for connection to other biodiversity databases,

like GBIF standards. Nevertheless the proper implementation of a complete concept taxonomy, through developing the 'potential taxon' (BERENDSOHN 1995), 'assertion' (PYLE 2004) or 'taxon concept' (FRANZ et al. 2008, JENNINGS et al. 2009; <http://vegbank.org>) formulations, will require adaptations in the current thesaurus difficult to cope with in the context of nomenclatural instability. Syntaxonomical nomenclature is even harder to manage properly because names but also circumscriptions of syntaxa at the level of individual relevés are involved. Improvements on these subjects will be tackled in the next stage of the project.

2.5 Consulting and downloading data

Unlike other vegetation databases, SIVIM is conceived to offer direct and free on-line access to relevés, tables, and floristic, syntaxonomical or bibliographical records through versatile queries. The SIVIM portal currently offers the following query options:

- relevés of a particular syntaxon
- distribution area (map) of a selected syntaxon (Figure 2)
- syntaxa or relevés in one or more (up to 6) selected UTM 10x10 km grid cells
- syntaxa or relevés present in one or more selected localities
- syntaxa or relevés including one or more selected species
- taxa (and their frequencies) present in a selected syntaxon
- literature references containing relevés of a selected syntaxon

Data downloading of both relevés and tables is performed in XML format. Downloading details and options for data conversion were indicated in section 2.2. To date, no noticeable problems have arisen from putting relevés on line, but consultations with the editors of the main journals containing relevés included in SIVIM were carried out, and permission is requested to authors of unpublished relevés (dissertations, doctoral theses) before their inclusion in the database. In general, scientists and conservation managers share a high level of agreement about all information on biodiversity should be public and easily available as a way to improve knowledge and prevent and halt impacts on and losses of biodiversity. The only limitation concerns making public the accurate location of threatened or protected species, plants in particular, which should not be finer than the 10x10 or 1x1 km grid cell to avoid possible risks. Accurate locations of these species should only be facilitated upon request and previous justification of their use for research or conservation purposes.

3 Conclusions and future issues

As presented here, SIVIM has been conceived and designed to offer free on-line access to vegetation data, including some basic tools for editing and analysing them. Such traits make it unique among the currently available vegetation databanks, and should facilitate its applications in biodiversity inventory,

management and conservation, besides other more obvious uses related to research and education.

Several enhancements of the database are under way or have been scheduled for the next phase of the project and will be soon available. New relevés will be added, coming mainly from those areas rather poorly covered until now: Southern Spain, Portugal and the Macaronesian archipelagos. The improvement of record quality is a key target for biodiversity databases (LOBO 2008) and will require additional efforts for revision of floristic updating and georeferencing, including the integration of new regional experts in new areas and the implementation of automatic filters for error detection. As we have found vegetation classification and syntaxonomical work on large data sets to be a way of stimulating the revision and correction of database records, SIVIM will aim to promote this kind of research and offer flexible tools for interacting with users capable to generate nomenclatural and georeferencing corrections during their research. In fact, the teams involved in SIVIM are developing research lines for optimal use of the database in vegetation classification, invasive plant biology (CHYTRÝ et al. 2008) and the analysis of the diagnostic value of plant species (DE CÁCERES et al. 2008). Mapping outputs can also be improved in order to make the system more attractive and to broaden the range of potential users. In particular, new modules for the generation of distribution models of species and communities, including GIS thematic maps for those environmental variables required in modelling, could be a valuable contribution of SIVIM in the

frame of vegetation databases. Finally, the linkage to other national or local databases is a task for the immediate future (SCHAMINÉE et al. 2009).

Acknowledgements

We thank Jörg Ewald for his improvements on the manuscript and one anonymous reviewer for helpful comments. SIVIM has been supported in this first phase by a research project (CGL2006-13421-C04/BOS) of the Global Change, Earth Sciences and Biodiversity Program funded by the Spanish Ministry of Education and Science. The second phase of the project (CGL2009-13317-C03-01/ BOS) is being developed under the same policy program.

References

- BEKKER, R.M., VAN DER MAAREL, E., BRUELHEIDE, H., WOODS, K. (2007): Long-term datasets: from descriptive to predictive data using eco-informatics. *J. Veg. Sci.* **18**: 457-462.
- BERENDSOHN, W.G. (1995): The concept of "potential taxa" in databases. *Taxon* **44**: 207-212.
- BERENDSOHN, W.G., ANAGNOSTOPOULOS, A., HAGEDORN, G., JAKUPOVIC, J., NIMIS, P.L., VALDÉS, B., GÜNTSCH, A., PANKHURST, R.J., WHITE, R.J. (1999): A comprehensive reference model for biological collections and surveys. *Taxon* **48**: 511-562.

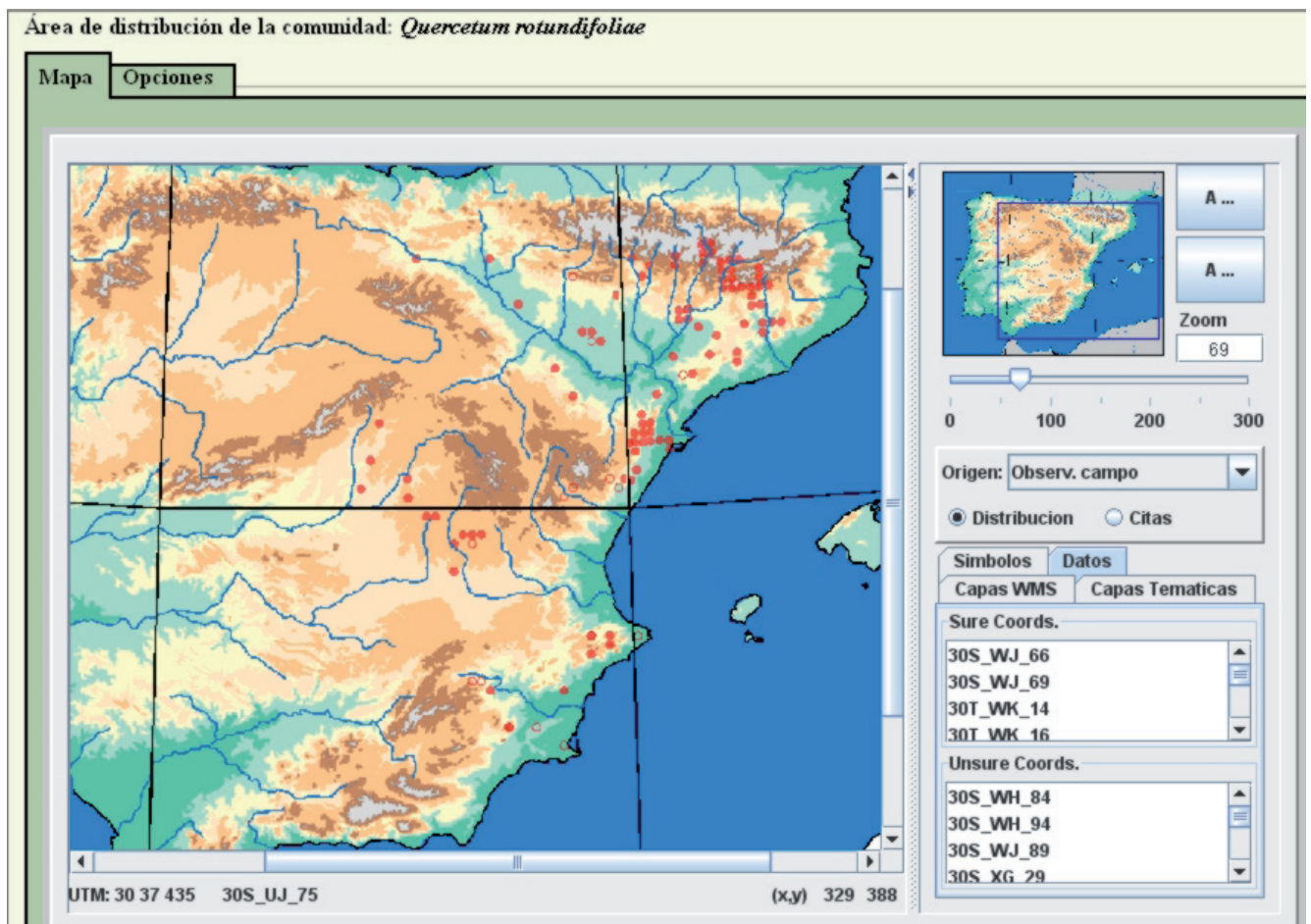


Abb. 2: Distribution map of the association *Quercetum rotundifoliae*.

Fig. 2: Verbreitungskarte der Assoziation *Quercetum rotundifoliae*.

- BRUELHEIDE, H., CHYTRÝ, M. (2000): Towards unification of national vegetation classifications: a comparison of two methods for analysis of large data sets. *J. Veg. Sci.* **11**: 295-306.
- BRUNT, J.W. (2000): Data management principles, implementation and administration. In: MICHENER, W.K., BRUNT, J.W. (Eds.): *Ecological data: design, management and processing*. Blackwell Science, Oxford (UK): 25-47.
- CHAPMAN, A.D., WIECZOREK, J. (Eds.) (2006): *Guide to best practices for georeferencing*. Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen.
- CHYTRÝ, M., RAFAJOVÁ, M. (2003): Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia (Praha)* **75**: 1-15.
- CHYTRÝ, M., MASKELL, L.C., PINO, J., PYSEK, P., VILÀ, M., FONT, X., SMART, S.M. (2008): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *J. Appl. Ecol.* **45** (2): 448-458.
- DE CÁCERES, M., FONT, X., GARCÍA, R., OLIVA, F. (2003): VEGANA, paquete de programas para la gestión y análisis de datos ecológicos. VII Congreso Nacional Asociación Española de Ecología Terrestre (Barcelona): 1484-1497. [<http://biodiver.bio.ub.es/vegana/papers/AEET2003def.pdf>]
- DE CÁCERES, M., FONT, X., OLIVA, F. (2008): Assessing species diagnostic value in large data sets: A comparison between phi-coefficient and Ochiai index. *J. Veg. Sci.* **19**: 779-788.
- EWALD, J. (2001): Der Beitrag pflanzensoziologischer Datenbanken zur vegetationsoekologischen Forschung. *Berichte der Reinhold Tüxen-Gesellschaft* **13**: 53-69.
- FONT, X., NINOT, J.M. (1995): A regional project for drawing up inventories of flora and vegetation in Catalonia (Spain). *Annali di Botanica* **53**: 99-105.
- FRANZ, N., PEET, R.K., WEAKEY, A.S. (2008): On the use of taxonomic concepts in support of biodiversity research and taxonomy. In: WHEELER, Q.D. (Ed.): *The New Taxonomy*. CRC Press, Boca Raton, Florida (USA): 61-84.
- HENNEKENS, S.M. (2009): Overview of vegetation data in Europe – a questionnaire. 8th Meeting on vegetation databases. Greifswald. [http://www.fh-weihenstephan.de/fileadmin/beuser/WF/Dokumente/Ewald/Book_of_Abstracts_Greifswald_2009.pdf]
- HENNEKENS, S.M., SCHAMINÉE, J.H.J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *J. Veg. Sci.* **12**: 589-591.
- JENNINGS, M.D., FABER-LANGENDOEN, D., LOUCKS, O.L., PEET, R.K., ROBERTS, D. (2009): Standards for associations and alliances of the U.S. National Vegetation Classification. *Ecol. Monogr.* **79**: 173-199.
- LENOIR, J., GÉGOUT, J.-C., MARQUET, P.A., DE RUFFRAY, P., BRISSE, H. (2008): A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* **320**: 1768-1771.
- LOBO, J.M. (2008): More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity Informatics* **5**: 14-19.
- MUCINA, L., SCHAMINÉE, J.H.J., RODWELL, J.S. (2000): Common data standards for recording relevés in field survey for vegetation classification. *J. Veg. Sci.* **11**: 769-772.
- OZINGA, W.A., HENNEKENS, S.M., SCHAMINÉE, J.H.J., BEKKER, R.M., PRINZING, A., BONN, S., POSCHLOD, P., TACKENBERG, O., THOMPSON, K., BAKKER, J.P., VAN GROENENDAEL, J.M. (2005): Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos* **108**: 555-561.
- PYLE, R.L. (2004): Taxonomer: a relational data model for managing information relevant to taxonomic research. *Phyloinformatics* **1**: 1-54.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSA, M., PENAS, A. (2002): Addenda to the syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobot.* **15** (2): 433-922.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LOIDI, J., LOUSA, M., PENAS, A. (2001): Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobot.* **14**: 5-341.
- SCHAMINÉE, J.H.J., HENNEKENS, S.M., OZINGA, W.A. (2007): Use of the ecological information system SynBioSys for the analysis of large datasets. *J. Veg. Sci.* **18**: 463-470.
- SCHAMINÉE, J.H.J., HENNEKENS, S.M., CHYTRÝ, M., RODWELL, J.S. (2009): Vegetation-plot data and databases in Europe: an overview. *Preslia (Praha)* **81**: 173-185.

submitted: 08.06.2009

reviewed: 26.06.2009

accepted: 30.11.2009

Addresses of authors:

Dr. Xavier Font and Dr. Josep Maria Ninot
Department of Plant Biology, University of Barcelona
Av. Diagonal 645, E-08028 Barcelona (Spain)
Email (X. Font): xfont@ub.edu

Dr. Maria Pilar Rodríguez-Rojo,
Dr. Federico Fernández-González
Institute of Environmental Sciences
University of Castilla-La Mancha
E-45071 Toledo (Spain)
Email (M.P. Rodríguez-Rojo): MPilar.Rodriguez@uclm.es

Dr. Carmen Acedo and Dr. Carmen Lence
Department of Environmental Management and
Biodiversity
University of León
E-24072 León (Spain)
Email (C. Lence): Carmen.Lence@unileon.es

Dr. Idoia Biurrun and Prof. Dr. Javier Loidi
Department of Plant Biology and Ecology
University of Basque Country
E-48080 Bilbao (Spain)
Email (I. Biurrun): Idoia.Biurrun@ehu.es

Untersuchung der Nutzungsmöglichkeiten von amtlichen Laserscannerdaten für den Wald-Forst-Bereich

Entwicklung von Methoden für forstliche Inventur- und Monitoringaufgaben im Rahmen der FFH Kartierung

Investigations on the Use of Low Density Laser Scanner Data for Mapping of Forest Areas

Development of Methods for Forest Inventory and Monitoring Tasks in Respect to FFH Mapping

Barbara Koch, Helge Walentowski, Matthias Dees, Rudolf Seitz

Abstract

The present article outlines the possible use of public Airborne Laserscanning (ALS) data, furnished by the Bavarian Land Survey Administration for the assessment, evaluation and monitoring of FFH areas (Special Areas of Conservation SAC). First of all, the different information levels of importance for a characterization of FFH areas are defined. On the basis of this definition, for each described information level the availability of information out of ALS data is tested. In this context, different methods of information assessment are investigated. FFH areas in the pre-alpine area of Bavaria, offering a maximum of ecological heterogeneity, have been used as test sites. The investigation included topographical structures like inclination of forest stands and the semi-automatic mapping of canyons and ditches. In the process of the assessment of forest structures, special emphasis was laid on the mapping of old-growth trees and gaps as well as on the detection of forest stand types, the percentage of deadwood and habitat trees. Whereas the detection of deadwood and habitat trees proved to be impossible using public ALS data of low point density, the assessment of stand types offered poor results. The use of ALS data for the assessment of topographic and forest structures however proved to be very successful.

Keywords: *Special Areas of Conservation (SAC), Habitat Directive, laser scanner data, remote sensing, mapping, evaluation, monitoring*

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag werden Möglichkeiten zur Nutzung von amtlichen Laserscannerdaten zur Erfassung, Beobachtung und Bewertung von FFH-Gebieten beschrieben. Dabei werden zunächst verschiedenen Informationsebenen definiert, die für die Charakterisierung von FFH-Gebieten von Bedeutung sind. Basierend auf dieser Definition wird für jede beschriebene Informationsebenen geprüft, inwieweit die Information aus Laserscannerdaten abgegriffen werden kann. Hierbei werden verschiedene Methoden der Informationsableitung getestet. Untersuchungsgebiete waren FFH-Gebiete im voralpinen Raum, die eine möglichst vielseitige Ausstattung ausweisen. Untersucht wurde sowohl die Erfassung

von Geländestrukturen, wie die Kartierung der Hangneigung unter Wald und die automatische Erfassung von Schluchten als auch Gräben. Bei der Erfassung der Waldstrukturen war vor allem die Ausweisung homogener und inhomogen strukturierter Bereiche, die Kartierung von Überhängern und Lücken, aber auch die Erfassung von Bestandestypen, Totholzanteil und Biotopbäumen von Bedeutung. Während Aussagen zum Totholzanteil und zu Biotopbäumen mit den gering aufgelösten amtlichen Daten nicht möglich waren und die Erfassung von Bestandestypen nur grob erfolgen konnte, hat die Nutzung von Laserscannerdaten zur Erfassung von Geländestrukturen und Waldstrukturen sehr gute Ergebnisse erbracht.

Schlüsselworte: FFH-Gebiete, Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie, Laserscannerdaten, Fernerkundung, Erfassung, Bewertung, Monitoring

1 Einführung

Der Einsatz von flugzeuggetragenen Laserscannerdaten (ALS) für Inventuren im Wald erfährt zunehmendes Interesse, da auf der Basis von ALS Daten Strukturen erfasst werden können, die für die Ableitung forstlicher Kennwerte von großer Bedeutung sind. Die Einsatzbereiche für Informationen aus ALS Daten reichen dabei von der Verwendung abgeleiteter hochaufgelöster Geländemodelle z. B. für Modellierung im Naturgefahrensektor (Rutschungen) bis hin zur Ableitung von Strukturparametern von Waldhabitaten wie Baumhöhen, Übershirmungsgrad und vertikale Schichtung. Bei Natura2000 spielen Habitatstrukturen eine Schlüsselrolle bei der Erfassung und bei der Bewertung des Erhaltszustandes der in den Anhängen der Fauna-Flora-Richtlinie (FFH-RL) und der Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL) gelisteten Schutzobjekte (EUROPEAN COMMISSION 2005). Auch für das Natura2000-Monitoring, d. h. die Überwachung des günstigen Erhaltungszustandes gem. Art. 17 FFH-RL bietet sich die Nutzung von ALS Daten zur Informationserfassung an. Dabei können in die Auswertungen außer den ALS-Daten auch weitere Fernerkundungsinformationen (z. B. CIR-Luftbilder) sowie Informationen aus terrestrischen Aufnahmen (z. B. Forsteinrichtung und -inventur) eingebunden werden. Die Fernerkundungsinformationen bzw. ALS Daten können dabei aus eigens auf Untersuchungsziel und -gebiet abgestimmte Befliegungen gewonnen werden, mit dem Vorteil, den Zeit-

punkt und die technischen Rahmenbedingungen der Befliegung optimal setzen zu können (Wetterlage, Blattaustrieb etc.). Aus Kostengründen ist solch ein optimales Vorgehen oft nicht möglich. Als kostengünstige Alternative bietet sich die Verwendung amtlicher Daten an, die in vielen Bundesländern flächendeckend erhoben werden oder worden sind. Die kurzfristig verfügbaren Daten können von Verwaltungen vielfach im Rahmen von Ressortvereinbarungen im Paket mit anderen amtlichen Daten in standardisierter Form genutzt werden.

Die Forstverwaltungen haben die Aufgabe, eine vorbildliche und verantwortungsvolle Bewirtschaftung des Waldes und die Erfüllung von Gemeinwohlleistungen sicher zu stellen. Zu diesem Zweck müssen außer den erforderlichen Rechtsvorschriften auch Instrumente vorhanden sein, um die Bewirtschaftungs- und Aufsichtspflichten erfüllen zu können. Solche Instrumente bedingen die Verfügbarkeit von Daten über den Wald (z. B. aus Inventuren oder Monitoring) und die fachlichen Kompetenzen der Mitarbeiter, um diese richtig und bedarfsbezogen einzusetzen und auszuwerten.

Eine besondere Aufgabe in diesem Rahmen ist die Verantwortlichkeit der Forstverwaltung für Erfassung, Bewertung, Gebietsmanagement und Monitoring v. a. der Wald-Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), waldbewohnender Tier- und Pflanzenarten gemäß Anhang II der FFH-RL und gemäß Artikel 4 (1), (2) der Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL). Diese Verantwortlichkeit wurde in Bayern in einer „Gemeinsamen Bekanntmachung vom 04.08.2000 zum Schutz des Europäischen Netzes NATURA2000-Fläche ist Wald. Mit der Notwendigkeit diese Aufgaben nachvollziehbar, transparent und ressourcenschonend zu erfüllen (BURKHARDT et al. 2004), kann der Einsatz neuer Technologien in der Datenerhebung (hier vor allem Fernerkundung) sowie in der Dateninterpretation (hier vor allem Einsatz von GIS und Modellierungen) einen wichtigen Beitrag leisten. Für Bayern hat in diesem Zusammenhang der Alpenraum eine besondere Bedeutung (BINNER et al. 2005, FÖRSTER et al. 2005, EWALD & BINNER 2007), da hier der Einsatz von Fernerkundungsmethoden für die Kartierung, die Bewertung und das Monitoring wegen der großen FFH-Gebiete und der generell sehr aufwändigen, auf Teilflächen nicht realisierbaren terrestrischen Erhebungen besonders große Vorteile hätte.

Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes in Zusammenarbeit zwischen der Bay-

erischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) und der Abteilung Fernerkundung und Landschaftsinformationssysteme an der Universität Freiburg generelle und grundlegende Auswertungsmöglichkeiten der amtlichen ALS-Daten für Erfassung von Wald-Lebensraumtypen in FFH-Gebieten untersucht, um darauf aufbauend Erkenntnisse für die Möglichkeiten eines Einsatzes bei Natura2000-Monitoringaufgaben zu erhalten (DEES et al. 2007).

1.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Raum Ober- und Ostallgäu durchgeführt, da hierfür zum Zeitpunkt der Untersuchung bereits Laserdaten im Bereich des Alpenvorlandes vorlagen. Darüber hinaus liegen im Ober- und Ostallgäu sehr vielseitig ausgestattete FFH-Gebiete, so dass hinsichtlich wichtiger Kartieraspekte eine Übertragbarkeit auf andere Natura2000-Gebiete in Bayern gegeben ist:

- Das Untersuchungsgebiet umfasst die FFH-Gebiete
- 8227-373 Kürnacher Wald (Fläche 2.760 ha; Meereshöhe von 759 bis 1.128 m ü. NN; vorherrschender LRT: 9130 – Waldmeister-Buchenwald),
- 8329-301 Wertachdurchbruch (Fläche 876 ha; Meereshöhe von 746 – 911 m ü. NN; vorherrschender LRT: 9130 – Waldmeister-Buchenwald) und
- 8329-303 Sulzschneider Moore (Fläche 1.795 ha; Meereshöhe von 730 – 886 m ü. NN; vorherrschender LRT: *91D0 – Moorwald).

Alle 7 in den Gebieten vorkommenden Wald-Lebensraumtypen sind in Tabelle 1 dargestellt.

1.2 Datenquellen

Die Untersuchung nutzt als primäre Informationsquelle die Laserscannerdaten des Landesamts für Vermessung und Geoinformation Bayern (LVG Bayern) in der Standardpunktdichte für Lagen unter 2000 m ü. NN. Die Befliegung erfolgte am 15.05.2006 mit dem Laser Optech ALTM-3100 mit einer Pulsrate von 70 kHz und einer Scanrate von 33 Hz (Hersteller des Lasers: Optech, Befliegungsfirma: BSF Luftbild GmbH). Aufgrund konstanter Befliegungshöhe und differenzierter Geländehöhen lagen die Daten differenziert nach Gebieten mit einer durchschnittlichen Punktdichten von 1,3 – 3,0 pro Quadratmeter vor. Die Daten wurden als First- und Lastpuls-

Tab. 1: Die Ausstattung der FFH-Gebiete 8227-373 Kürnacher Wald, 8329-301 Wertachdurchbruch und 8329-303 Sulzschneider Moore gem. Standard-Datenbogen. Der Flächenanteil des Lebensraumtyps im Gebiet ist in Prozent angegeben. Es bedeuten: 9110 – Hainsimsen-Buchenwald, 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9180 – Hangmischwälder, 91 D0 – Moorwälder, 91E0 – Erlen- und Erlen-Eschenwälder an Fließgewässern, 9410 – Bodensaurer Fichtenwald. Die mit * gekennzeichneten Lebensraumtypen sind im Anhang I der FFH-RL als „prioritär“ eingestuft.

Tab. 1: Percentage of present Annex I habitats 9110 *Luzulo-Fagetum* beech forests, 9130 *Asperulo-Fagetum* beech forests, 9150 *Medio-European limestone beech forests of the Cephalanthero-Fagion*, 9180 * *Tilio-Acerion* forests of slopes, screes and ravines, 91D0 * *Bog woodland*, 91E0 * *Alluvial forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)*, 9410 *Acidophilous Picea forests of the montane to alpine levels (Vaccinio-Piceetea)* within the SACs 8227-373, 8329-301, 8329-303.

	9110	9130	9150	*9180	*91D0	*91E0	9410
8227-373		34 %		4 %		< 1 %	
8329-301	< 1 %	29 %	1 %	2 %		10 %	
8329-303	3 %	4 %			14 %	6 %	2 %

rohdaten zur Bearbeitung zur Verfügung gestellt. Als Referenzdaten standen zur Verfügung:

- Informationen aus der Forsteinrichtung und Standortserkundung
- Sonderkartierungen (Amtl. Biotopkartierung, Auenkartierung, Moorkartierung).
- Eine im Rahmen der terrestrischen FFH-Kartierung erstellte abgeschlossene Lebensraumtypen-Kartierung für das FFH Gebiet Kürnacher Wald
- Digitale Echtfarben-Orthofotos der Bayernbefliegung (Aufnahmen vom 17.04.2003)

2 Operative Zielsetzung

Im Hinblick auf eine großräumige Wald- und Landschaftsstrukturanalyse stand, um finanzierbare Lösungen anbieten zu können, die Entwicklung von automatisierten Auswerteverfahren im Vordergrund. Für einige Informationsebenen, bei denen derzeit mit automatisierten Methoden zwar eine weitgehende, aber nicht vollständige Erfassung von Objekten und Informationen zu Objekten möglich ist, werden Verfahren aufgezeigt, die die automatisierte Auswertung mit einer anschließenden visuellen Nachbearbeitung verbinden.

In Zusammenarbeit mit der LWF wurden folgende Informationsebenen als wichtig definiert und hierfür die Entwicklung von voll- bzw. teilautomatisierten Verfahren auf Grundlage von Laserdaten durchgeführt:

- Wald-Nichtwaldabgrenzung

- Erfassung der Waldrandlänge
- Erfassung von Überhängern
- Durchführung einer Bestandesstratifizierung und Typisierung der ausgewiesenen Strata nach Höhe, Struktur und Baumartenzusammensetzung
- Laub-Nadelwaldanteil
- Erfassung von Blößen, Kultur- und Jungwuchsflächen
- Erfassung von Lücken im Bestand
- Erfassung der vertikalen Struktur von Waldbeständen
- Erfassung von Steilhängen im Wald
- Erfassung von Schluchten im Wald
- Erfassung von Gräben im Moor und unter Wald
- Erstellung von DOM, DGM und nDOM

Als Basis für die später durchgeführten Arbeiten wurden in einem ersten Verarbeitungsschritt ein digitales Oberflächenmodell (DOM), digitales Geländemodell (DGM) und ein normalisiertes digitales Oberflächenmodell (nDOM), manchmal auch als Vegetationshöhenmodell bezeichnet, aus den gelieferten Rohdatenpunkten berechnet. Für die Berechnungen wurde der „Active Surface Algorithm“ verwendet, welcher in der an der Abteilung FeLis entwickelten Software TreesVis1 implementiert ist (WEINACKER et al. 2004). Die Modelle wurden

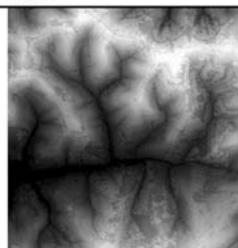
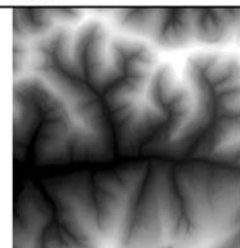
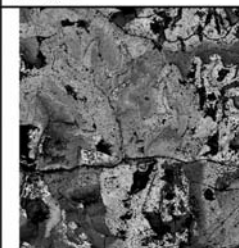
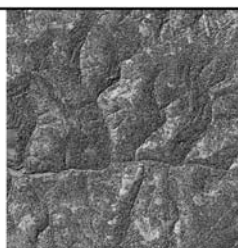
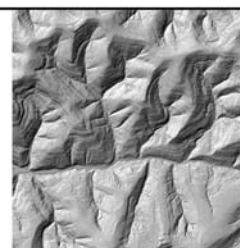
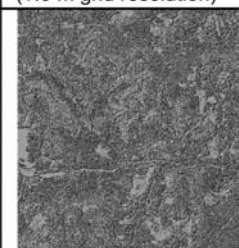
DOM	DGM	nDOM
		
Oberflächenmodell (1.0 m Rasterweite)	Geländemodell (1.0 m Rasterweite)	Normalisiertes Oberflächenmodell (Vegetationshöhenmodell) (1.0 m Rasterweite)
Digital Surface Model (DSM) (1.0 m grid resolution)	Digital Terrain Model (DTM) (1.0 m grid resolution)	Normalised DSM; nDSM (Vegetation Model) (1.0 m grid resolution)
		
Reliefbild des Oberflächenmodells Relief image of the DSM	Reliefbild des Geländemodell Relief image of the DTM	Reliefbild des Oberflächenmodells Relief image of the nDSM

Abb. 1: Digitales Oberflächenmodell (DOM), Digitales Geländemodell (DGM), Normalisiertes digitales Oberflächenmodell (nDOM) des Testgebiets Kürnacher Wald.

Fig. 1: Digital surface model (DOM), digital terrain model (DTM), normalised surface model (nDSM) and corresponding relief models.

1 TreesVis ist eine Software zur Prozessierung und 3D Visualisierung von Laserscannerdaten (entwickelt von FeLis, Universität Freiburg)

mit Rasterweite 0,5 m und 1 m berechnet. Für die Abgrenzung von Wald zu Nicht-Wald und für die Bestandesstratifizierung wurde die Rasterweite 1 m ausgewählt, da sich hier die höhere Mittelung in der Abgrenzung der Wald-Nichtwaldflächen und der Strata innerhalb des Waldes als vorteilhaft erwies.

Beispielhaft sind für den Kürnacher Wald das digitale Oberflächenmodell (DOM), das digitale Geländemodell (DGM) und das normalisierte digitale Oberflächenmodell (nDOM), das als Vegetationshöhenmodell dient in Abbildung 1 dargestellt. Der Kürnacher Wald liegt am Südrand der Vorlandmolasse (Ungefaltete Molasse). Bei den am Oberhang in situ aufgeschlossenen Schichten handelt es sich um mehr oder weniger mächtige Konglomeratbänke, die von tonig-mergeligen Zwischenschichten unterbrochen werden. Letztere zeigen die für weiche Gesteine üblichen morphologischen Äußerungen wie Quellhorizontbildung und Rutschungsfreudigkeit. Die tonig-mergeligen Schichten sind weniger verwitterungsresistent. Die tonigen Anteile verhindern ein Einsickern der Niederschläge, so dass das oberflächennah abfließende Wasser zahlreiche Tobel in die Hänge geschnitten hat.

3 Laserbasierte Wald-Nichtwald Abgrenzung

Bevor naturschutzrelevante Parameter innerhalb des Waldes errechnet werden können, muss die Waldfläche bzw. baumbestandene Fläche abgegrenzt werden. Für diese automatisierte Abgrenzung von Wald zu Nichtwaldflächen ist zunächst eine für die technische Umsetzung in einem automatisierten Verfahren geeignete Definition notwendig. Diese Definition weicht in Details von der gesetzlichen Definition einer Waldfläche ab, da nur messbare, physikalische Kriterien für ein automatisiertes Verfahren auf der Basis von ALS Daten verwendbar sind. Diese Definition wurde von der LWF wie folgt vorgenommen:

Flächen: Bestockt mit Bäumen und niedrigwüchsigem Gehölzaufwuchs (Spirke)

Mindestfläche 0,25 ha

Schlussgrad 0,3

Linien an Gewässern:

Bestockt mit Bäumen

Keine Mindestbreite

Keine Mindestfläche

Linien im Offenland ohne Gewässerbezug (Feldgehölze):

Bestockt mit Bäumen

Mindestbreite 50 m

Offenland innerhalb von Waldflächen

Mindestfläche 0,1 ha

Die laserbasierte Wald-Nichtwald Abgrenzung erfolgte basierend auf dem normalisierten digitalen Oberflächenmodell (dem Vegetationshöhenmodell) mit 1 m-Auflösung. Die verwendeten Kriterien sind die Höhe, Rauheit, Mindestflächen und Flächenform. Die Schwellwerte für Rauheit werden empirisch an Referenzflächen ermittelt, der Schwellwert für die Höhe wurde auf 3 m gesetzt. Da Waldflächen per Definition

einerseits auch baumfreie Bereiche innerhalb des Waldes sein können und andererseits baumbestandene Flächen, wie Parks oder Obstbaumflächen, außerhalb des Waldes auf der Basis der Kriterien als Wald definiert werden können, erhöht die Übernahme der Waldgrenzen aus vorliegenden Datensätzen, wie die ATKIS Waldflächengrenzen, die Sicherheit der automatisierten Ausweisung von baumbestandenem Waldflächen.

Anschließend kann eine visuelle Überprüfung des Ergebnisses erfolgen, um eventuell nicht erfasste Kulturflächen noch in die baumbestandenem Waldflächen mit einzubeziehen.

Das Ergebnis der Auswertung kann dann als GIS-Layer ausgelesen werden. Ob die Waldflächen als „normale“ Waldflächen oder als Wald entlang von Fließgewässern kartiert wurden, wird in einem Attributfeld festgehalten.

Eine Verifizierung auf Grundlage einer Überprüfung an Rasterpunkten im Luftbild zeigen eine sehr große Übereinstimmung zwischen der automatisiert ausgewiesenen Waldfläche und der tatsächlichen baumbestandenem Waldfläche (Tab. 2).

Da mit einem Höhenschwellwert von 3 m zwar die meisten baumbestandenem Flächen erfasst werden, aber Probleme bei niedrigen Bäumen, wie im Jugendstadium forstlicher Kulturflächen, auf initialen Gehölzsukzessionsflächen oder in Waldmooren mit dauerhaft niedrigem Gehölzaufwuchs aus Moor-Bergkiefer entstehen, kann die automatisierte Waldfläche auch mit niedrigeren Höhen berechnet werden. Dies ist vor allem dann ein sehr erfolgreicher Ansatz, wenn Waldaußengrenzen aus anderen Datensätzen schon verfügbar sind (z. B. ATKIS). Das in Abbildung 2 wiedergegebene FFH-Gebiet „Sulzschneider Moore“ ist ein zwischen Lech- und Wertachtal gelegener Moorkomplex mit einer Vielzahl an Moor-Lebensraumtypen und -subtypen. Im zentralen Bereich finden sich stellenweise offene Hochmoorvegetation mit Bult-Schlenkenstrukturen (LRT *7110) und mit niedrigwüchsigem Spirken-Moorwald (LRT *91D3), in den Randzonen finden sich u. a. hochwaldartiger Fichten-Moorwald (LRT *91D4), bodensaurer Fichten-Tannenwald (LRT 9410) und großflächige Streuwiesenbereiche. Es handelt sich um ein nahezu unerschlossenes, moortypologisch reichhaltiges Moorgebiet Schwabens, das eine bayernweit bedeutsame Enklave für Eiszeitrelikte darstellt. In Abbildung 2 ist der Berechnungsansatz mit unterschiedlichen Höhenschwellwerten dargestellt. Die Verwendung des Schwellwertes „2m Höhe“ bildet, dies zeigt ein synoptischer visueller Vergleich, die Waldflächen in Moorgebieten am besten ab.

4 Stratifizierung von homogenen Waldstrukturbereichen

Nach Ausscheidung der baumbestandenem Waldflächen werden innerhalb dieser Flächen auf der Basis von ALS Daten Teilflächen des Waldes, die sich hinsichtlich bestimmter Eigenschaften von umgebenden Waldflächen erkennbar unterscheiden, ausgeschieden. Dabei werden folgende Eigenschaften berücksichtigt:

Tab. 2: Verifizierung der automatisch abgegrenzten Waldflächen mit 5 m Lagegenauigkeit.

Tab. 2: Verification of the automatically delineated forest areas with an accuracy of 5 m.

	W (Lubi/Gelände)	NW (Lubi/Gelände)	
W (Laserkartiert)	234	2	236
NW (Laserkartiert)	0	270	
	234		

(W = Wald, NW = Nicht Wald, Lubi = Luftbild; Spalten: Waldeigenschaft im Luftbild/Geländer; Zeilen: Waldeigenschaft bei der Laserkartierung). Die Werte geben jeweils die Anzahl der Rasterpunkte der Verifizierungsstichprobe wieder, bei denen Übereinstimmung bzw. Nicht-Übereinstimmung vorliegt.

(W = Forest, NW = Non-forest, Lubi = aerial photograph; columns: forest assessed in aerial photographs/field; Rows: forest assessed by laser mapping). The values show the number of raster points of the verification sample that either coincide or differ.

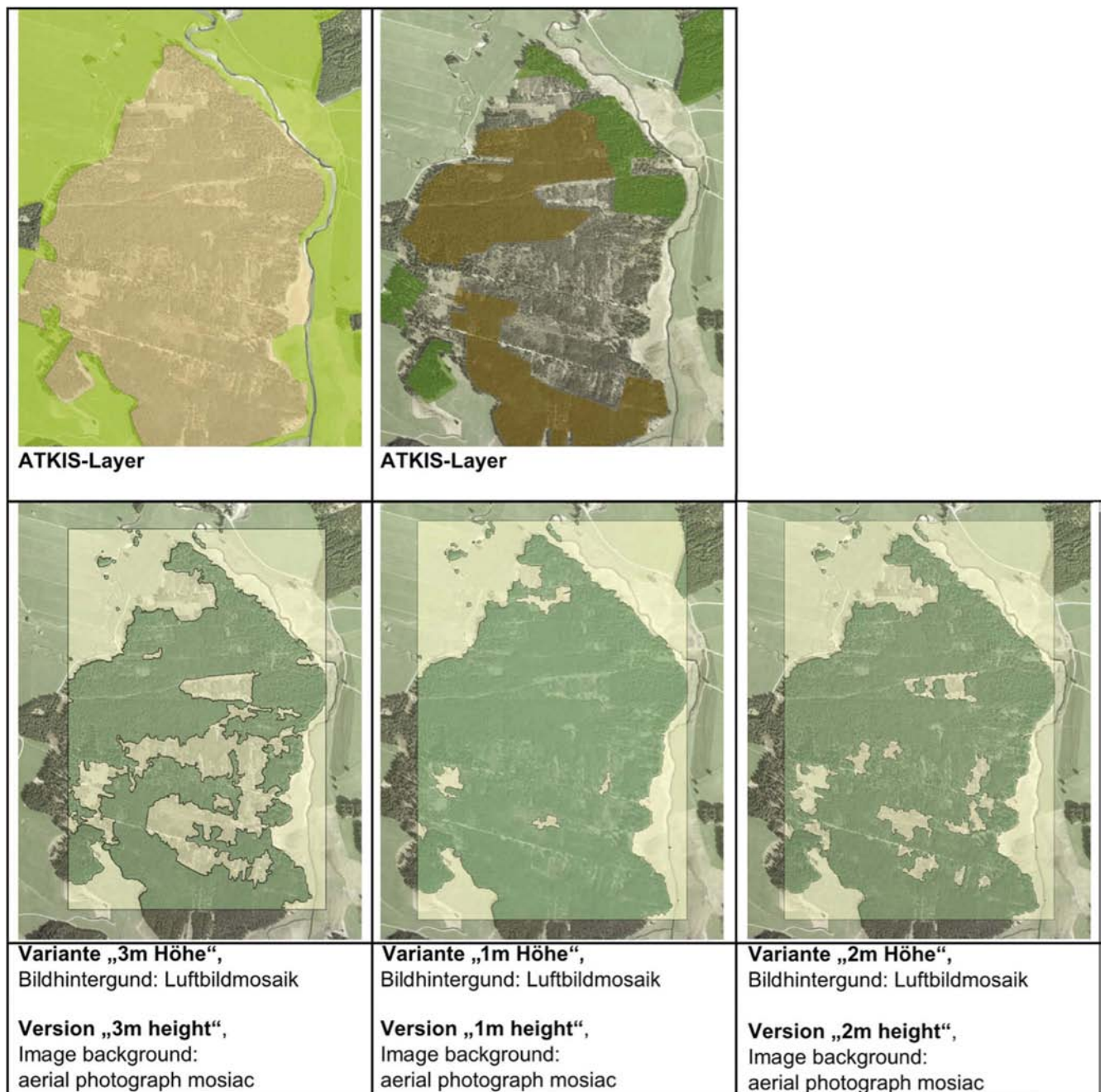


Abb. 2: Beispiele zur Waldabgrenzung am Beispiel des FFH-Gebietes 8329-303 Sulzscheider Moore. (Nord)Automatisierte Stratifizierung der Waldflächen.

Fig. 2: Examples of forest delimitation, based on automated mapping with differing minimum height definitions, demonstrated for the SAC area 8329-303 Sulzscheider Moore.

- Topographie
 - (Gewässerlinien und Hangrücken dienen als Trennlinien)
- Baumartenmischung nach Laub-, bzw. Nadelbaumanteil
 - Klassen: Laub-, Nadel-, Mischbestand
- Vertikale und horizontale Struktur (Gleichförmig oder vielgestaltig)
 - Klassen Homogen, vertikale Strukturvielfalt, horizontale Strukturvielfalt
- Oberhöhe bei gleichförmiger vertikaler und horizontaler Struktur
 - Klassengrenzen 3 m, 10 m, 15 m, 25 m (somit 4 Klassen)
- Mindestflächengröße: 0,2 ha

Das Verfahren basiert zunächst auf einer groben Einteilung des Waldes, z. B. auf Grundlage von topographischen Linien oder einer vorgegebenen Waldeinteilung. Das gesamte Bild wird anschließend in ein gleichmäßiges Raster unterteilt. Die Rastergröße kann beliebig gesetzt werden. In verschiedenen Tests hat sich ein Gitterraster von 20x20 m als geeignet erwiesen, da mit kleineren Rasterflächen die Bestandescharakteristika in vielen Fällen nicht mehr typisch ausgeprägt sind, während größere Rasterflächen eine Grenzziehung entlang natürlicher Grenzen sehr einschränken.

Innerhalb der groben Waldeinteilung wird, basierend auf dem Gitterraster, eine Charakterisierung für jede Rasterfläche nach Waldtyp, vertikaler Struktur (Variationskoeffizient der gemessenen Höhen innerhalb des Rasters) und Vegetationsoberhöhe (höchste gemessene Baumhöhe innerhalb des Rasters) vorgenommen. Diese Eigenschaften bilden die Grundlage für die Stratifizierung auf der Basis von ALS Daten. Eine genaue Beschreibung des Verfahrens kann in Koch et al. (2008) nachgelesen werden. Die Rasterflächen mit identischen Eigenschaften werden nach der Klassifizierung der Raster zu Teilflächen gruppiert. Bereiche mit Rastern, die eine intensive kleinräumige Mischung verschiedener Waldtypen aufweisen, werden als Teilflächen mit vielgestaltiger horizontaler Struktur zusammengefasst. Teilflächen die unter

0,2 ha liegen, werden den benachbarten Teilflächen oder umschließenden Teilflächen zugeordnet. Grenzen zwei oder mehr Teilflächen verschiedenen Typs an Kleinstflächen unter 0,2 ha an, erfolgt die Zuordnung über das Kriterium Höhe.

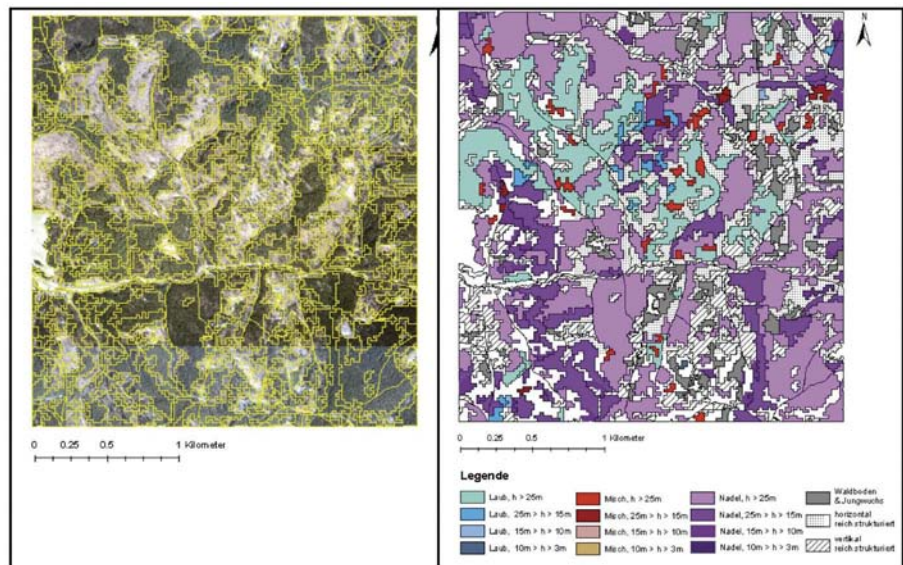
Prinzipiell ist es möglich, dieses Verfahren einzig auf Grundlage der Laserdaten durchzuführen. Voraussetzung dafür ist die Aufzeichnung der Laserdaten in der vegetationsfreien Zeit. Wesentlich ist dabei, dass die Laubbäume sich im laubfreien Zustand befinden, da für die Trennung von Nadel- und Laubwald die Differenz zwischen First- und Lastpulsdaten genutzt wird. Für Bäume im laubfreien Zustand unterscheidet sich der Differenzwert von dem für laubtragende Bäume. Deshalb kann dieser Ansatz, mit Ausnahme der Lärche, in Mitteleuropa für die Trennung von Laub- und Nadelwald herangezogen werden. Liegen keine Winterbefliegungen mit ALS vor, dann kann die Trennung der Waldtypen nur auf der Basis von Multispektraldaten durchgeführt werden. Die weitere Stratifizierung nach Höhe und vertikaler Struktur ist aber wieder mit ALS Daten möglich.

In Abbildung 3 ist das Ergebnis einer Waldflächenstratifizierung für den Kürnacher Wald dargestellt. Ein Vergleich mit Luftbildern und den aus ALS hergeleiteten Strata zeigt, dass Flächen gleicher Waldtypen, gleicher Höhenklassen oder solche die vertikal oder horizontal stark strukturiert sind mit großer Sicherheit erfasst werden können. Da bisher nur ein visueller Abgleich im digitalen Orthophoto für das Untersuchungsgebiet Kürnach möglich war, können keine quantitativen Angaben zur Genauigkeit gemacht werden. Allerdings zeigen statistische Auswertungen, in einem anderen im Schwarzwald gelegenen Untersuchungsgebiet, dass die automatisierte Einteilung mit den Werten, die im Gelände auf der Basis von Stichproben erhoben wurden hoch korreliert (Tab. 3).

Im Rahmen der naturschutzfachlichen Betreuung von Gebieten birgt die Stratifizierung den Vorteil, dass gezielt solche Bereiche herausgefiltert werden können, die aufgrund ihrer Strukturvielfalt von großem Interesse sind. Neben dem naturschutzfachlichen Aspekt können die Strata auch für differenzierte waldbauliche Behandlungen und im Hinblick auf eine Regionalisierung von Stichprobendaten von Vorteil sein.

Abb. 3: Ergebnis der automatisierten Bestandesabgrenzung und -kartierung im FFH-Gebiet 8227-373 Kürnacher Wald. Links: Darstellung des Luftbildmosaiks mit Grenzlinien der Teilflächen. Das Luftbild wurde zur Erfassung der Waldtypenmischung bei der Abgrenzung verwendet, da keine Winterdaten vorlagen. Rechts: Karte der Teilflächen.

Fig. 3: Result of the automated delineation and mapping of forest stand in the SAC 8227-373 Kürnacher Wald. Left: Aerial photograph with lines outlining subareas. For winter ALS data were unavailable, aerial photographs were used for the differentiation of stand types. Right: Map of the subareas.



5 Erhebung von naturschutzrelevanten Parametern

5.1 Durchschnittliche Steigung je Bestand

Die durchschnittliche Steigung je Bestand wurde im Rahmen der Untersuchung exemplarisch für das Arbeitsgebiet Kürnacher Wald errechnet. Die Auswertung wurde GIS-basiert mit Hilfe der Software ArcGIS 9.0 der Firma ESRI durchgeführt. Unter der durchschnittlichen Steigung wird hier das statistische Mittel aller Steigungswerte der Pixel eines Hangneigungsbildes verstanden. Die durchschnittliche Steigung wird dabei jeweils für eine Bestandeseinheit aus den ALS Daten berechnet. Als Bestandesgrenzen können die auf der Basis der ALS Daten berechneten Teilflächen oder auch die Bestandesgrenzen aus der Forsteinrichtung herangezogen werden. Die durchschnittliche Steigung wird in Prozent ausgedrückt.

Als Ausgangsdaten gehen die Bestandes- oder Teilflächen-grenzen als Shapefile sowie das DGM aus den ALS Daten als Rasterdatei, in diesem Fall mit einer Pixelauflösung von 1 m, ein. Die durchschnittliche Steigung wird aus einem Hangneigungsbild hergeleitet. Die Hangneigung wird aus dem DGM abgeleitet, in dem die maximale Höhendifferenz zu den umgebenden Nachbarn berechnet und als Prozent der Hangneigung ausgegeben wird.

Basierend auf dem Neigungsbild ist es dann möglich, für jede Teilfläche oder Bestand, die durchschnittliche Steigung in

Tab. 3: Korrelation zwischen den automatisch gebildeten Strata auf Basis der ALS Daten und den im Gelände aufgenommenen Daten, Untersuchungsgebiet im Bereich des Berges Kandel nahe Waldkirch (Koch et al 2008).

Tab. 3: Correlation between attributes of forest stands, measured from field samples and automatic, laser based assessed attributes on a forest site near the Kandel hill, close to the town of Waldkirch (Koch et al. 2008).

	Korrelationskoeffizient
	Correlation coefficient
Anteil der Nadelbäume auf Stichprobenebene	78,2**
Proportion coniferous at sample level	
Anteil der Laubbäume auf Stichprobenebene	81,6**
Proportion deciduous at sample level	
Oberhöhe gemessen im Stichprobenkreis	84,1**
Top height in the sample plots	

Korrelationskoeffizient Signifikanz bei 99 %
Anzahl der Stichproben 265

Correlation coefficient significance of 99 %
Sample size 265

Tabellenform oder als Karte (Abb. 4) darzustellen.

5.2 Vertikaler Aufbau der Bestände

Die Kenntnis der vertikalen Bestandesstruktur ist von großem Interesse für die Beurteilung von Verjüngungsentwicklungen und Biodiversitätsaspekten. Die Möglichkeit mit LIDAR hochgenaue dreidimensionale Messungen durchzuführen, prädestiniert diese Technik für die Reproduktion und Modellierung solcher vertikaler Bestandesstrukturen in Waldgebieten.

Die wichtigste Aufgabe der vertikalen Strukturanalyse ist die Erkennung von Hauptbestandesschichten sowie deren Höhenabgrenzung. Dies wurde hier exemplarisch am Arbeitsgebiet Kürnacher Wald durchgeführt. Ausgangsdaten für die Analysen sind die Rohpunktewolken. Jedoch ist es aufgrund der enormen Datenmengen nicht möglich, alle Rohpunkte eines Arbeitsgebietes der vorliegenden Größe auf einmal zu verarbeiten. Aus diesem Grund wird das Gebiet zunächst wie schon bei den vorhergehenden Verfahren in ein Raster segmentiert. In der vorliegenden Auswertung hat jede der zu untersuchenden Einzelzellen im Raster eine Größe von 20 m x 20 m = 400 m². Die Analysen werden dann für jede Zelle getrennt durchgeführt. Zum Schluss werden die Ergebnisse der Einzelzellen zusammengefügt.

Die Berechnung des vertikalen Bestandaufbaus erfolgt in mehreren Schritten. Im ersten Schritt wird die Punktwolke normalisiert, das heißt, der Geländeeinfluss herausgerechnet (Abb. 5).

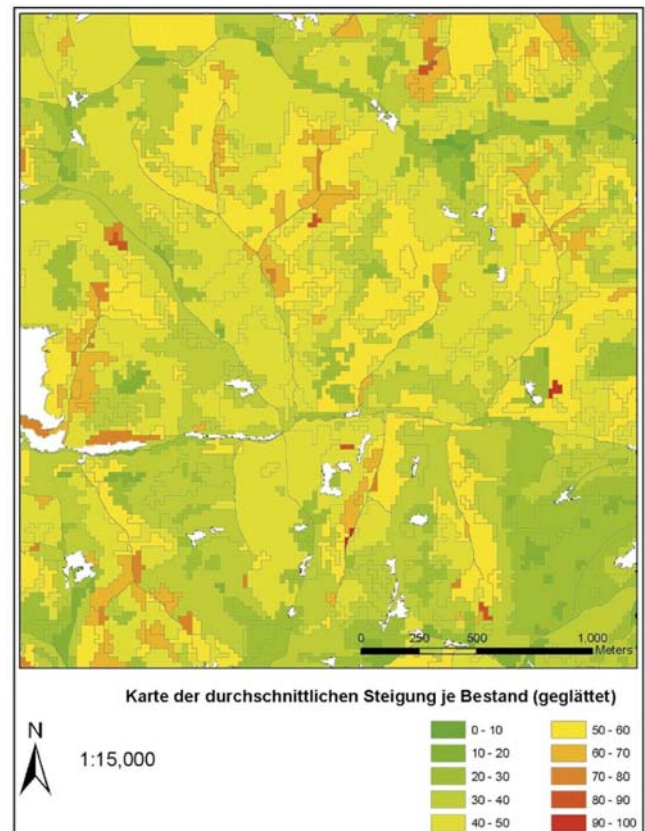


Abb. 4: Karte der durchschnittlichen Steigung je Bestand für das FFH-Gebiet 8227-373 Kürnacher Wald. Die Klassenbildung der Karte erfolgte nach 10er Stufen der Steigung (in %).

Fig. 4: Map of the average slope per stand in the SAC 8227-373 Kürnacher Wald. The different colours represent 10 classes of slope (in %).

Im zweiten Schritt werden dann Wahrscheinlichkeitsfunktionen für die Höhenverteilung errechnet und auf dieser Basis die Grenzen für die Bestandesschichten hergeleitet (WANG et al. 2007). Dies ist möglich, da über die Verteilung der reflektierten Punkte im Raum (Abb. 5) die Schichtung widerspiegelt wird. Über die zweite Ableitung können dann die Bereiche in der Wahrscheinlichkeitsfunktion der Höhenverteilung identifiziert werden, in denen gehäuft Reflexionen auftreten und somit Bestandesschichten kennzeichnen.

Die Anzahl der Bestandesschichten in jeder Untersuchungseinheit sowie der Höhenbereich jeder Bestandesschicht stellen die von der vertikalen Strukturanalyse abgeleiteten Hauptattribute dar. Der Bereich einer Bestandesschicht beginnt bei der Höhe der stärksten Zunahme der Punktzahl und endet mit der Höhe der stärksten Abnahme der Punktzahl (Abb. 6 (b)).

Wie aus Abb. 6 (a) ersichtlich, kann die räumliche Verteilung der vertikal dargestellten Bestandesschichten verschieden sein, ohne dass dies über die Höhenverteilung der normalisierten Punkte innerhalb des Rasters erkennbar ist (Abb. 6 (b)). In dem linken Bild überlappen sich die Bestandesschichten, so dass hier tatsächlich ein zweischichtiger Aufbau vorliegt, während im rechten Bild die unterschiedlichen Höhenbereiche horizontal versetzt sind. Es handelt es sich dabei um einen Bestandesausschnitt mit nebeneinander stehenden, unterschiedlich hohen Bäumen. Um die räumliche Beziehung zwischen den im ALS Bild identifizierten vertikalen Schichten zu überprüfen werden deshalb vertikale Schichten auf eine Ebene projiziert. Mit Hilfe dieser Projektion kann dann festgestellt werden, ob die vertikalen Schichten überlappen oder nebeneinander liegen.

Das Ergebnis kann in Form einer Rasterkarte oder als Shapefile mit Informationen über die vertikale Bestandesstruktur für jedes Raster oder jede Fläche ausgegeben werden (Abb. 7). Für jede Fläche (Raster oder Polygon) können Informationen zur Anzahl der vertikalen Bestandesschichten, räumlichen Verteilung sowie zur maximalen und minimalen Höhe jeder Bestandesschicht abgerufen werden. Die Methode zur Erkennung von Bestandesschichten und deren Höhe scheint in Bezug auf erste visuelle Überprüfungen im digitalen Orthophoto effizient und sicher zu funktionieren. Zur Überprüfung des Raumbezuges der erkannten Bestandesschichten wurde die horizontale Verteilung von Laserrohpunkten in verschiedenen Höhenbereichen herangezogen. Eine erste Überprüfung im Gelände auf der Basis von 18 Stichproben ergab 14 Übereinstimmungen. Dabei zeigte sich, dass alle Bestände,

Abb. 6: Schichtbereiche

(a) Zwei verschiedene Waldbestände mit der gleichen Höhenverteilungswahrscheinlichkeits-Dichte-Funktion; links: zweischichtiger Waldbestand; rechts: einschichtiger Waldbestand mit Bäumen gemischter Höhe.

(b) Punkte innerhalb der erkannten Schichtbereiche im Vergleich zur Originalpunktcloud; links: normalisierte Punktcloud; rechts: Punkte innerhalb erkannter Bestandesschichten.

Fig. 6: Scheme of forest layers (left) and according laser point cloud (right).

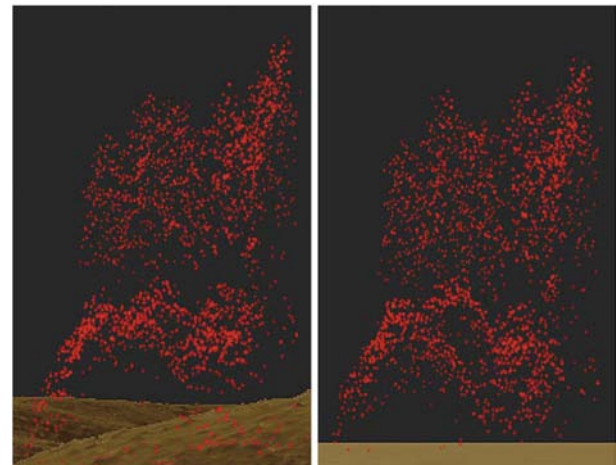
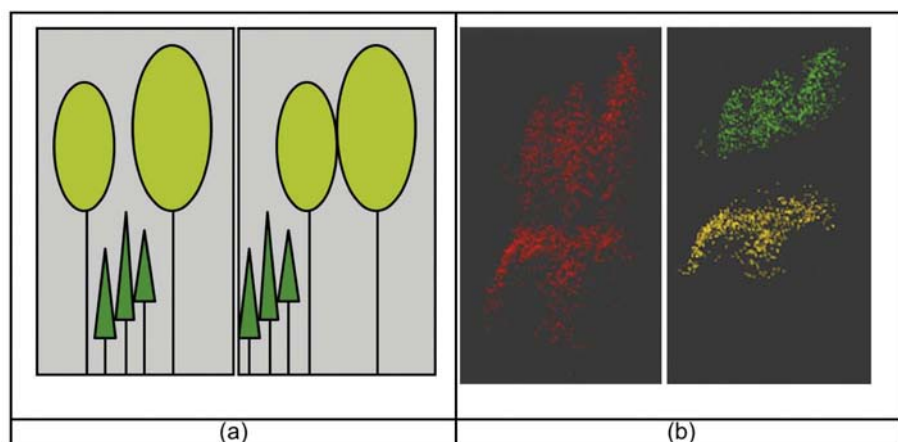


Abb. 5: Vergleich zwischen originaler Lidar-Rohpunktcloud und normalisierter Punktcloud (8227-373 Kürnacher Wald) Links: originale Lidar Rohpunktcloud und DTM; rechts: normalisierte Punktcloud über eingeebneter Oberfläche mit der Höhe 0 m.

Fig. 5: Comparison of Lidar point cloud (left) and normalize cloud (right).

die als zwei- oder mehrschichtig mit dem laserbasierten Verfahren ausgewiesen wurden, auch im Gelände aus zwei oder mehr Bestandesschichten bestanden. Allerdings gab es 4 Abweichungen dahin gehend, dass über das laserbasierte Verfahren Zweischichtigkeit ausgewiesen wurde, dies aber im Gelände nicht bestätigt werden konnte. Da bisher von Seiten der Forstverwaltung nur wenige Aufnahmen im Gelände für die Verifizierung erfolgen konnten, wären sowohl für eine statistische Absicherung als auch für eine genauere Fehleranalyse weitere Aufnahmen im Gelände notwendig.

5.3 Erfassung von Lücken

Als Lücken werden Bereiche bezeichnet, die von Wald umschlossen sind und einen deutlichen Höhenunterschied zum umgebenden Kronendach aufweisen. Es handelt sich somit um Öffnungen im Kronendach, wobei innerhalb der Lücke eine Blöße oder eine Kultur mit einer Höhe kleiner 2 m sein kann. Die Erfassung der Lücken erfolgt völlig automatisch und ist im Gegensatz zu den Ansätzen, die mit dem Luftbild bekannt sind, genau definiert bezüglich der maximalen Vegetationshöhe innerhalb der Lücke. Die Definition der Lücke ist wie folgt festgelegt,

- Vegetationshöhe < 2 m innerhalb der Waldmaske
- Mindestflächengröße: 0,1 ha
- Form „kompakt“ (Verhältnis aus Umfang zu Fläche relativ klein).

Des Weiteren wurde die durchschnittliche Höhe der umgebenden Vegetation als Attribut in 2 Klassen: ≥ 15 m; < 15 m erfasst. Die hier vorgelegte Definition kann beliebig abgeändert werden und so der Ansprache im Gelände schrittweise angepasst werden, bis eine befriedigende Übereinstimmung zwischen Geländeansprache und automatisierter Auswertung im Untersuchungsgebiet erreicht ist. Die wesentlichen Schritte bei der Berechnung der Lücken sind die Berechnung eines nDOM, welches die Abfrage von Höhen erlaubt. Darauf aufbauend können alle Flächen, die innerhalb der Waldmaske liegen, kleiner als 2 m sind und eine zusammenhängende Region größer 0,1 ha abdecken herausgefiltert werden. Mit Hilfe des „Shape Factors C“ (FRAGSTATS 2008) kann dann noch die Kompaktheit der Fläche bestimmt werden. Durch die Festlegung eines Schwellenwertes, welcher empirisch ermittelt wird, kann dann eine endgültige Klassifizierung in Lücke oder sonstige Fläche erfolgen. Durch die gleichzeitige Erfassung der Höhe des um die Lücke vorkommenden Waldes in einem bestimmten Radius (10 m) Abb. 8a können dann

Angaben über die Höhendifferenz zwischen Kronendach und der Messung in der Lücke gemacht werden. In Abb. 8b ist eine automatisierte Berechnung von Lücken dargestellt, wobei grün eingerahmte Flächen Lücken umgeben von Vegetationshöhen kleiner 15 m und die rot eingerahmten Flächen für Lücken umgeben von Vegetationshöhen größer 15 m stehen.

Eine Verifizierung der Lücken konnte nur okular auf der Basis von digitalen Orthophotos durchgeführt werden. Der erste Eindruck bestätigt, dass Lücken, die im Luftbild erkannt werden, auch mit Hilfe der ALS Daten ausgeschieden werden. Allerdings gibt es Abweichungen, da im Luftbild Lücken detektiert werden, die aufgrund der Definition keine Lücken bei der laserbasierten Auswertung sind, z. B. wenn Jungwuchs in Kronendachlücken höher als 2 m vorhanden ist oder wenn die Lücke aufgrund von Verschattungen im Luftbild nicht vollständig erfasst wird.

5.4 Erfassung von Überhältern

Die Erfassung von Überhältern erfolgt vollständig automatisiert auf der Basis von ALS Daten. Hierbei werden Überhälter als Einzelbäume oder Baumgruppen definiert, die innerhalb von Verjüngungsflächen und Blößen stehen. Nach der hier gewählten Definition können Überhälter-

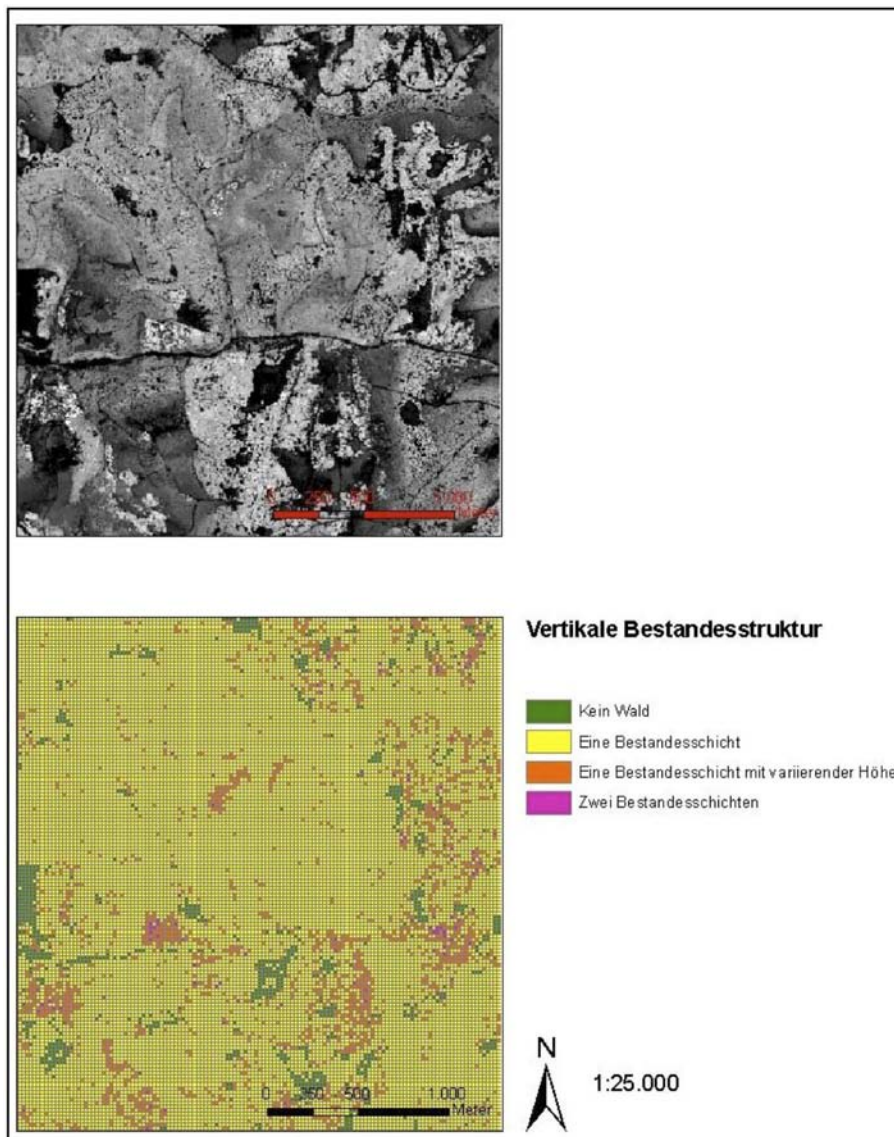


Abb. 7: Ergebnis der vertikalen Bestandesstruktur.

Fig. 7: Result: Illustration of the vertical stand structure.

Abb. 8a: Beispielhafte Darstellung der Klassifizierung von Lücken über eine Bestimmung der mittleren Höhe innerhalb einer kreisförmigen Pufferregion.

Fig. 8a: Example for the assessment of forest gaps, based on the measuring of mean heights within a circular buffer region.

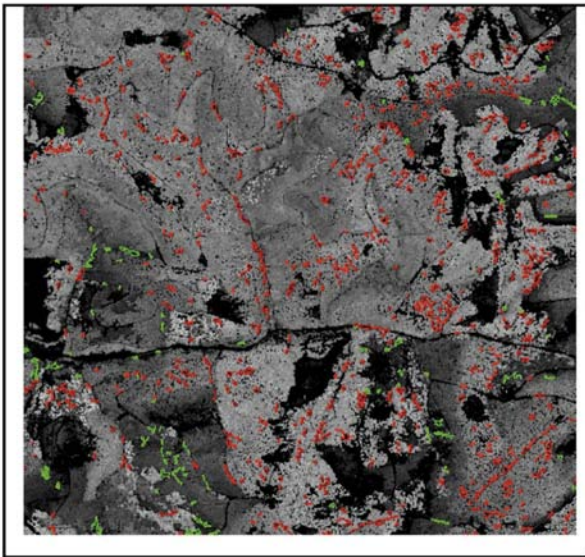
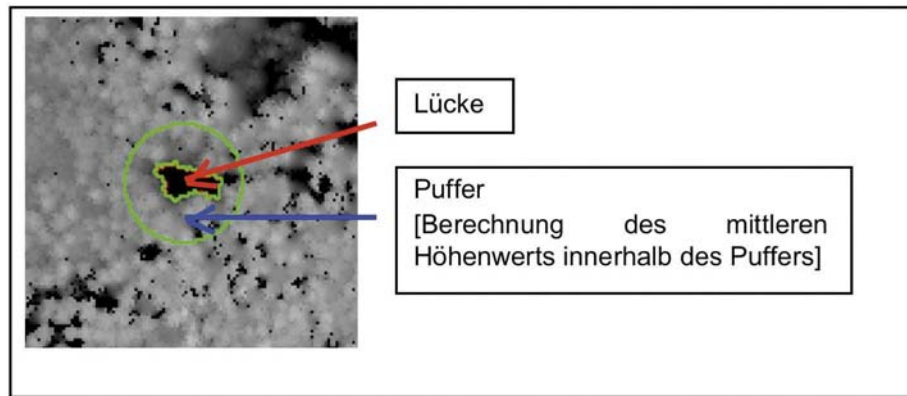


Abb. 8b: Automatisiert erfasste Lücken im Vegetationshöhenmodell am Beispiel „Kürnacher Wald“.

rote Lücken umgeben von Vegetationshöhen über 15 m.

grüne Lücken umgeben von Vegetationshöhen kleiner gleich 15 m.

Fig. 8b: Automatically assessed forest gaps in the SAC „Kürnacher Wald“.

gruppen oder Überhälter eine Fläche von 20 m² bis 450 m² einnehmen, die Fläche darf einen maximalen Durchmesser von 96 m haben und die minimale Höhendifferenz zwischen Überhälter und umgebender Blöße muss mindestens 15 m betragen. Diese Vorgaben wurden für die Entwicklung des Verfahrens festgesetzt und können aber jederzeit modifiziert werden, um die Ansprache im Gelände an die automatisierte Erfassung anzupassen. Zur Erfassung der Überhälter bzw. Überhältergruppen werden zunächst zwei verschiedene DOM gerechnet. Eines mit der üblichen Auflösung von 1 m und ein zweites in dem innerhalb eines recht großen „moving windows“ mit einem Minimumfilter die niedrigen Werte herausgefiltert werden (DEES et al. 2006). Über die Differenz der beiden DOM werden die potenziellen Überhälterbereiche mit einer Höhendifferenz von mehr als 5 m herausgefiltert. Erfüllen diese gefilterten Flächen die Bedingungen an die Flächengröße, dass eine zusammenhängende Fläche von mindestens 20 – 450 m² und ein maximaler Durchmesser von 96 m vorliegt, dann wird in einem abschließenden Schritt die Höhendifferenz zwischen der maximalen Höhe innerhalb der potenziellen Überhälterregion und der umliegenden Region errechnet. Beträgt diese Höhendifferenz 15 m und mehr dann

wird die Fläche als Überhälter bzw. Überhältergruppe ausgeschieden. In Abbildung 9 wird ein Beispiel für die Ausweisung von Überhältern nach der oben genannten Definition für das Testgebiet Kürnacher Wald dargestellt.

Eine erste Überprüfung im Gelände hat ergeben, dass die Anzahl der Überhälter durch das Verfahren unterschätzt wird. Von 18 Stichproben wurden in der Hälfte der Fälle die Überhälter bestätigt. In weiteren neun Stichproben wurden die im Gelände gefundenen Überhälter mit dem Verfahren nicht kartiert. Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass Überhälter nur dort automatisiert ausgewiesen werden, wo auch welche vorhanden sind. Andererseits ist das Verfahren noch nicht sensibel genug um alle oder den größten Teil der Überhälter zu erfassen. Um die Definition den Bedingungen im Gelände besser anzupassen, bedarf es einer genaueren Fehleranalyse und einer höheren Anzahl von Geländestichproben. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Schwellwert für die Höhendifferenz und die Definition der Flächengröße einen entscheidenden Einfluss nehmen. Es muss deshalb Ziel sein, diese beiden Schwellwerte auf der Basis einer umfangreichen Testreihe besser anzupassen.

5.5 Erfassung der Waldrandlänge

Die Waldrandlänge wurde exemplarisch auf der Basis der ALS Daten für das Untersuchungsgebiet Kürnacher Wald berechnet. Hierbei wird als Waldrand die Länge der Grenzlinie von Wald- zu Nichtwaldflächen definiert. Zur Berechnung der Waldrandlänge gibt es dabei zwei Möglichkeiten: einmal die Berechnung der Grenzlinie aufgrund der Projektion auf eine horizontale Ebene, wie sie z. B. in Karten vorliegt oder die Projektion der Grenzlinien auf ein Geländeoberflächenmodell um den tatsächlichen Verhältnisse im Gelände besser Rechnung zu tragen. Die Motivation beide Varianten zu untersuchen gründet in der Annahme, dass die Länge im Gelände für ökologische Fragestellungen die angemessene Maßzahl darstellt, aus Karten und 2-dimensionalen GIS Systemen jedoch mit einfacher Methodik lediglich die horizontale Entfernung ableitbar ist.

Im Rahmen dieser Studie wurden beide Verfahren miteinander verglichen. Die Messung wurde als GIS-Analyse in der Software ArcGIS der Firma ESRI durchgeführt.

Die Berechnung der planimetrischen Länge, also in horizontaler Projektion kann im GIS mit einer einfachen Berechnung der Linienlängen erfolgen, da dort die Linien in horizontaler Projektion dargestellt sind. Die gesamte Waldrandlänge für das Untersuchungsgebiet Kürnacher Wald beträgt demnach 15.662,59 m.

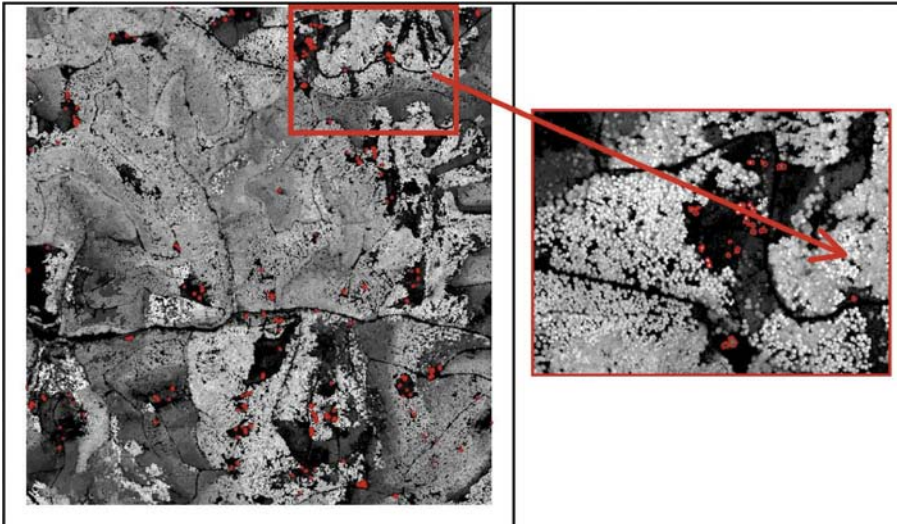


Abb. 9: Automatisiert erfasste Überhälter (rote Flächen) im Vegetationshöhenmodell am Beispiel „Kürnacher Wald“.

Fig. 9: Automatically assessed old growth (red areas) in the vegetation height model of the SAC „Kürnacher Wald“.

Die Berechnung der Oberflächenlänge erfolgt mit Hilfe des DGMs. Die dreidimensionale Distanz muss entweder größer oder gleich der planimetrischen Distanz zwischen zwei Punkten sein, da die Varianz des z-Wertes (Höhe) mit in Betracht genommen wird.

Die Linien werden an ihren Vertices und zusätzlich in bestimmten Abständen nach ihrer zugehörigen Höhe abgetastet. Je kleiner diese Abstände gewählt werden, desto genauer wird die Linie an das Geländemodell angepasst und desto größer wird ihre Länge. Bei der hier vorliegenden Rasterweite des DTMs von 1 m wurde ein Abstand von 0,5 m gewählt. Ein kleinerer Abstand bringt keine weiteren Verbesserungen (vgl. ESRI Inc. 2004). Die Waldrandlänge auf der Geländeoberfläche beträgt für das Gebiet Kürnacher Wald 15.929,66 m.

Die Differenz der Ergebnisse beider Verfahren beträgt 267,07 m (vgl. Tab. 4). Dies entspricht bezogen auf die planimetrischen Länge von 15.662,59 m 1,71 %.

In dem hier betrachteten Gebiet lässt sich der geringe Unterschied auf die überwiegend hangparallel oder in der Ebenen verlaufende Waldgrenzen zurückführen. Bei Grenzen, die in sehr steilem Gelände in Hangrichtung verlaufen, kann der Unterschied jedoch beträchtlich sein, so dass in bewegtem oder steilen Gelände, unter der Prämisse, dass die Länge im Gelände für ökologische Fragestellungen die angemessene Maßzahl darstellt, das komplexere Berechnungsverfahren für die Entfernung im Gelände empfohlen wird.

Tab. 4: Waldrandlänge im Gebiet Kürnacher Wald.

Tab. 4: Forest border length in the SAC „Kürnacher Wald“.

	planimetrische Länge (m)	Oberflächenlänge (m)	Differenz (m)	Differenz (% von pl. Länge)
	Planimetric length (m)	Surface area length (m)	Difference (m)	Difference (% from pl. length)
Kürnacher Wald				
Kürnacher Forest	15.662,59	15.929,66	267,07	1,71

5.6 Erfassung von Steilhängen und Schluchten unter Wald

Zweck der Erfassung von Steilhängen ist die Erfassung von potenziellen Standorten von prioritären Schlucht- und Hangmischwäldern (LRT *9180). Schlucht- und Hangmischwälder kommen auf labilen Steilhängen, auf Schuttkegeln unterhalb von Felsabbrüchen, auf Hangfüßen mit Bodenrutschung sowie auf unkonsolidierten Blockstandorten vor. Um die potenziellen Standorte der Schlucht- und Hangmischwälder auf der Basis von ALS-Daten zu kartieren, werden mit Hilfe des DGMs Hang- und Schluchtbereiche kartiert. Dazu ist es zunächst notwendig, eine Definition für Hang- und Schluchtbereiche zu erstellen. Im Rahmen des Projektes wurden folgende Definitionen gefunden:

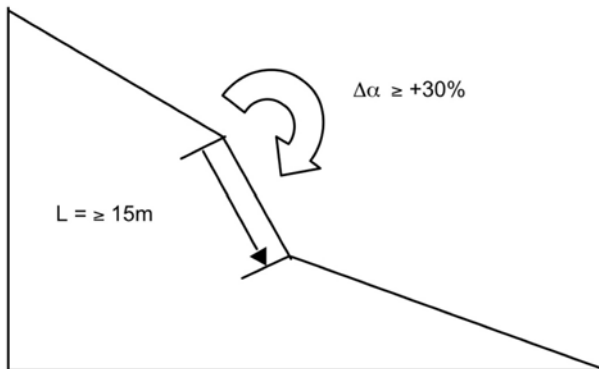
- a) Hangneigung / minimaler Steigungswinkel: (entscheidend für die im Untersuchungsgebiet an zutreffenden Ausprägungen des FFH-LRT *9180 sind steile Hanglagen)

Minimaler Steigungswinkel: $\alpha_{\min} = 60\%$

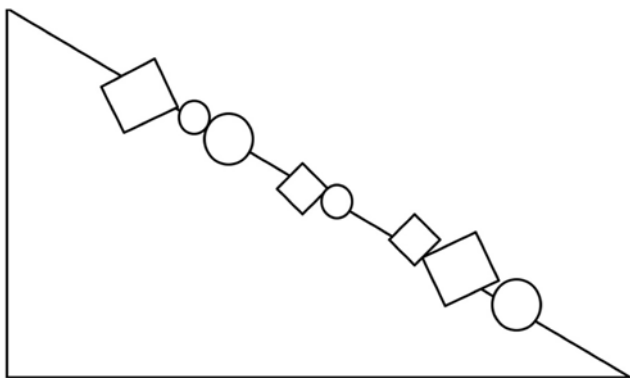


- b) Bruchkanten:
Unterbrechung des kontinuierlichen Hangverlaufs.

Neigungszunahme $\Delta\alpha \geq +30\%$; Länge ≥ 15 m



Des Weiteren sollten auch auffällige Felsblock-/Gesteinschutt-Ansammlungen unterhalb von Steilwänden erfasst werden. Dies konnte über die Einführung eines Rauheitsparameters für Lastpulsdaten erreicht werden.



Für die Erfassung der Rauheit wurde für jeden Punkt des digitalen Geländemodells (DGMs) die Beziehung zu allen benachbarten untersucht. Dadurch soll herausgefunden werden, ob es Punkte gibt, die mit dem DGM-Punkt einen Steigungswinkel von mehr als 60 % bilden. Sofern das der Fall ist, werden Linien festgelegt, die von dem jeweiligen DGM-Punkt ausgehen und die in dem vorangegangenen Schritt gefundenen Punkte durchlaufen. Jede einzelne dieser Linien wird solange über benachbarte Punkte verlängert, bis ein Punkt gefunden wird, der unmittelbar neben der Linie liegt und mit dem untersuchten DGM-Punkt einen Steigungswinkel von weniger als 60 % bildet. Alle auf diese Weise entstandenen Linien werden in zusammenhängende Bereiche gruppiert. Abschnitte von Linien, deren Steigung größer als 80 % ist, werden entsprechend markiert. Weiterhin werden die Bereiche anhand ihrer Größe (3 m x 3 m) herausgefiltert. Um die Rauheit der Steilhänge zu bestimmen, wird das DGM geglättet und für alle Punkte, die innerhalb der Steilhänge liegen, der Variationskoeffizient in der „Fünf – Punkte – Umgebung“ bestimmt. Anhand eines empirisch gefundenen Schwellenwertes dieses Koeffizienten (gewählter Wert: 3,2), werden die Bereiche entweder als „Bereiche hoher Rauheit“ oder „Bereiche niedriger Rauheit“ klassifiziert. In Abbildung 10 ist beispielhaft die automatisierte Kartierung von Steilhängen im Kürnacher Wald dargestellt.

Eine weitere Möglichkeit die Rauheit zu berechnen, ist über die Erfassung des Höhenunterschiedes zwischen dem vorhandenen Hang und dem idealen Hang, der eine durchschnittliche Neigung hat, möglich. Diese Variante wurde aber im Rahmen des Projektes nicht untersucht. Eine Verifizierung der Ergebnisse im Gelände konnte nur über Höhenlinienkarten erfolgen. Der Vergleich zeigt, dass die Steilheit der Flächen mit dem vorgestellten Verfahren im Testgebiet korrekt erfasst werden konnte.

Für die Erfassung der Schluchten musste wie für die Erfassung der Steilhänge und Schutt-/Blockböden zunächst eine eindeutige Definition erfolgen. Als Schlucht wird ein enger Taleinschnitt bezeichnet. Auf der Basis dieser Überlegung wurden die Schluchten wie folgt definiert:

- | | |
|-------------------------------|-------|
| 1) Maximale obere Breite (B0) | 100 m |
| 2) Minimaler Steigungswinkel | 60 % |
| 3) Minimale Tiefe | 20 m |
| 4) Minimale Länge | 10 m |

Um auf der Basis dieser Definition eine Abgrenzung mit ALS-Daten zu erhalten wird innerhalb des DGMs nach zwei Punkten gesucht, deren Höhenunterschied größer ist als die minimale Tiefe und deren Abstand nicht größer ist als das Verhältnis (Quotient) zwischen der minimalen Tiefe und dem minimalen Steigungswinkel. Hat man ein solches Punkte-Paar gefunden, wird eine Linie festgelegt, die vom höheren Punkt zum niedrigeren verläuft und deren Länge gleich oder kleiner der maximalen Breite ist.

Daraufhin werden DGM-Punkte identifiziert, die sich in der unmittelbaren Nachbarschaft der so gefundenen Linie befinden. Dabei wird untersucht, ob es ein weiteres Punkte-Paar gibt, das die gleiche räumliche Beziehung hat wie das erste. Falls es dieses gibt, wird untersucht, ob die niedrigeren Punkten zwischen den höheren liegen. Wenn das zutrifft, wird die Linie als potenzieller Teil der Schlucht eingestuft. So entstandene Linien werden in zusammenhängende Bereiche zusammengefasst. Für jeden Bereich wird dessen Länge untersucht. Ist sie länger als die minimale Länge, wird der Bereich als Schlucht identifiziert. In Abbildung 11 ist ein Beispiel für den Kürnacher Wald dargestellt.

Insgesamt können die Schluchten mit diesem automatisierten Verfahren zuverlässig erfasst werden. Schwierig ist es, Schluchten in Überschneidungsbereichen automatisiert zu erfassen oder wenn häufige Richtungswechsel vorliegen. In diesen Fällen muss die automatisierte Erfassung durch interaktive Nachkartierung ergänzt werden.

5.7 Erfassung von Gräben im Moor und unter Wald

Eine weitere wichtige Information für die naturschutzfachliche Arbeit ist die Erfassung von Gräben in Mooren und unter Wald. Auch dieser Ansatz wurde auf der Basis von ALS Daten geprüft. Dabei war es wiederum zunächst notwendig, eine formale Definition für Gräben vorzunehmen. In Zusammenarbeit mit der LWF wurde für die Ausweisung von Gräben folgendes festgelegt:

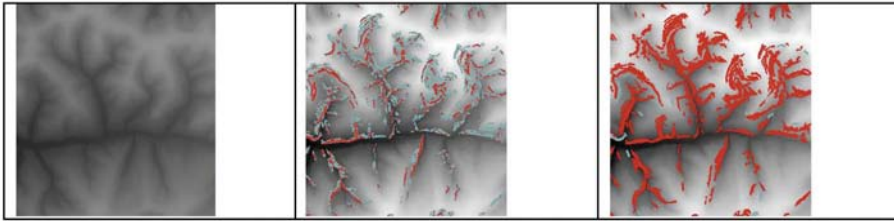


Abb. 10: Steilhängige Kerbtälchen (Tobel) im Kürnacher Wald.
 Links: DTM
 Mitte: Delinierte Steilhänge; Neigung: blau- = 60 – 80 %, gelb = 80 – 100 % und rot > 100 %
 Rechts: Rauheit der Steilhänge; blau Variationsfaktor < 3.2 (Rauheit gering), rot > 3.2 (Rauheit hoch)

Fig. 10: Mapping of steep valleys in the SAC „Kürnacher Wald“.
 Left: DTM
 Centre: Unevenness delineated steep slopes: blue- = 60 – 80 %, yellow = 80 – 100 % and red > 100 %
 Right: Unevenness of the slopes; blue: variation factor < 3.2 (low unevenness), red: > 3.2 (high unevenness)

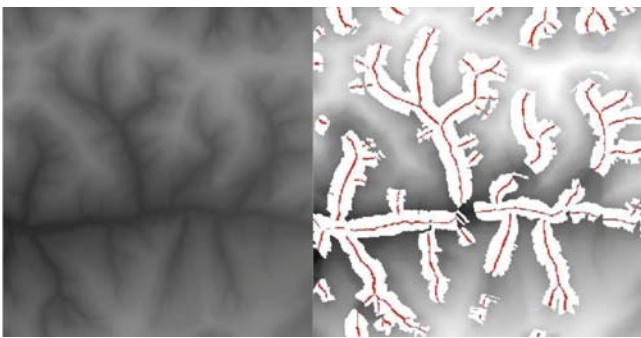


Abb. 11: Delinierte Schluchten Kürnacher Wald (weiß – Seitenflanken der Schluchten, rot – Mittellinie).

Fig. 11: Delineiated canyons of the Kürnacher forest (white – side of the canyon, center – line).

- eine minimale Tiefe von 50 cm
- zwei annähernd geradlinigen Seiten, die eine Distanz von 2,5 – 5 m haben können aber parallel verlaufen
- Mindestlänge von 10 m

Für die Umsetzung dieser Definition wurde innerhalb des DGMs nach zwei Punkten gesucht, deren Höhenunterschied größer als die minimale Tiefe ist und deren Abstand der Hälfte der maximalen Breite der Seiten entspricht. Hat man ein solches Punkte-Paar gefunden, wird eine Linie festgelegt, die vom höheren Punkt zum niedrigeren verläuft und deren Länge gleich oder kleiner der maximalen Breite ist. Ausgehend von diesen Punktpaaren werden die DGM-Punkte identifiziert, die sich in der unmittelbaren Nachbarschaft befinden. Die so gefundenen Linien werden in zusammenhängende Bereiche zusammengeführt. Für jeden Bereich wird die Länge untersucht. Ist diese länger oder gleich der minimalen Länge, wird der Bereich als Graben identifiziert. Über die Bestimmung eines maximalen Innenrechtecks wird für jeden Graben die Geradlinigkeit überprüft. In Abbildung 12 ist eine Beispielskartierung im Sulzschneider Moor dargestellt.

Die Abbildung zeigt, dass Gräben nur sehr bruchstückhaft auf der Basis der Vorgaben automatisiert erfasst werden. Dies liegt weniger an der Definition als an den Daten und den Algorithmen. Die Daten der Vermessungsämter haben keine ausreichend hohe Auflösung für diese anspruchsvolle Aufgabe und für eine annähernd vollständige Erfassung der Gräben mit automatisierten Methoden müssten sehr aufwän-

dige Algorithmen, die die gefundenen Abschnitte automatisch verbinden, entwickelt werden. Diese Weiterentwicklung war im Rahmen des Projektes nicht möglich. Allerdings kann durch eine visuelle Nachbearbeitung der DGMs ein Großteil der Gräben bei entsprechender Aufbereitung manuell kartiert werden (Abb. 13).

6 Schlussfolgerung zum Anwendungspotenzial aus naturschutzfachlicher Sicht und Ausblick

Die diversen Auswertungsmodule haben vielseitige Einsatzmöglichkeiten und das große Entwicklungspotenzial von Laserscanning-Daten bei Natura2000-Aufgaben aufgezeigt.

Die laserbasierten Geländemodelle liefern aufgrund ihrer



Abb. 12: Kartierte Gräben im Testgebiet Sulzschneider Moor.

Fig. 12: Mapped ditches in a bog within the SAC “Sulzschneider Moor”.

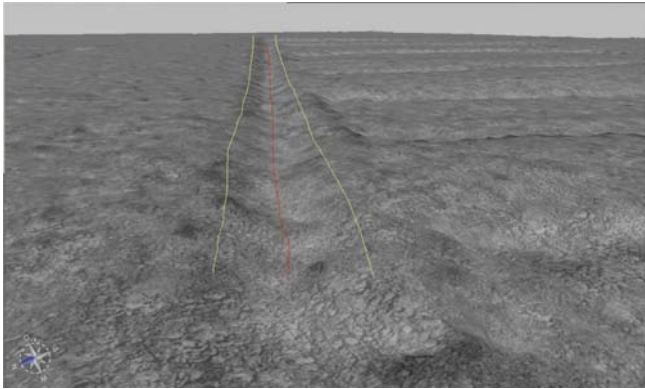


Abb. 13: Visuelle Erfassung von Gräben mit TreesVis.

Fig. 13: Visual mapping of ditches in a bog with the software package TreesVis.

im Vergleich zu herkömmlichen DGM wesentlich höheren Auflösung eine sehr wichtige standörtliche Kartiergrundlage bei der Modellierung des Naturpotenzials. Im Rahmen des Projektes konnte damit eine wertvolle **Suchraumkulisse** für potenzielle Vorkommen des prioritären Lebensraumtyps **9180*** Schlucht- und Hangmischwälder erarbeitet werden. Nach demselben Verfahren könnte auch die semi-automatische Ableitung der gesetzlichen Schutzwaldflächen erfolgen. Aufgrund der Erfahrungen aus dem Projekt ergeben sich auch Einsatzmöglichkeiten der laserbasierten Geländemodelle bezüglich einer Erfassung und Bewertung der Standorte bzw. der Standortsqualität anderer prioritärer Wald-Lebensraumtypen. So können bspw. intakte von durch Torfabbauflächen, Entwässerungsgräben und Rillenerosion hydrologisch beeinträchtigten Mooroberflächen unterschieden werden. Konkretere Einsatzmöglichkeiten bei der **Moorrenaturierung** bedürfen allerdings noch einer Weiterentwicklung. Hier werden weitere Detailstudien angeregt, z. B. im Kontext mit dem Projekt „DSS-WAMOS Eine ‚Decision Support System‘-gestützte Managementstrategie für Waldmoore“ (<http://www.dss-wamos.de/>) und dem **Naturschutz-Großprojekt „Allgäuer Moor-Allianz“**. Bekannt und an anderer Stelle erfolgreich getestet ist auch die Einsatzmöglichkeit von laserbasierten Geländemodellen für die Erfassung von rezent überschwemmten Auen, von Altarmen, Flutmulden etc. und im Bereich der **Auendynamisierung**.

Die laserbasierten Oberflächenmodelle ermöglichen eine sichere Feinabgrenzung von Wald zu Offenland. Dies bedingt jedoch das Vorliegen einer fernerkundungstauglichen Walddefinition für alle relevanten Landschaftsformen. Innerhalb der Wälder können Parameter wie **Laub- und Nadelholzanteile** zuverlässig detektiert werden, wenn die Daten aus einer Winterbefliegung vorliegen. Auch **Schichtigkeit und Waldentwicklungsstadien** können zuverlässig angesprochen werden. Kaum geeignet sind die ALS Daten zur Erfassung der Baumarten, für Totholz und Biotopbäume. Zwar kann in Kombination mit hochauflösenden Spektraldaten (z. B. aus digitalen Luftbildkameras) auch hier eine verbesserte Erkennung erwartet werden, doch bedarf die Kombination der Daten von aktiven und passiven Fernerkundungssensoren noch intensiver Forschung, bevor erste Anwendungen getestet werden können. Abgesichert durch eine umfangreichen Testreihe wäre es bereits heute möglich, freistehende **Überhälter** zu erfassen. Die laserbasierten Oberflächenmodelle können auch eine wichtige Funktion bei der **Überwachung des günstigen Erhaltungszustandes** nach Art. 17 FFH-RL von Schutzobjekten übernehmen. Ihre Stärke liegt in der Ob-

jektivität hinsichtlich der quantitativen Erfassung von Veränderungen. So können z. B. Veränderungen von wesentlichen Bestandes- und Gebietsstrukturen wie z. B. nutzungs- oder klimawandelbedingte Veränderungen der Anteile von Laub- und Nadelholz und Lückigkeit und Schichtigkeit der Bestände quantifiziert werden. Durch ihre Verwendbarkeit bei der Herleitung von Landschaftsstrukturmaßen wie Waldrandlängen, oder Dichte und Länge der Walderschließung können Laserscanningdaten ebenfalls wertvolle Indikatoren für das Biodiversitäts-Monitoring liefern.

Danksagung

Grundlage der Publikation sind die Untersuchungen des Projekt „Untersuchung der Nutzungsmöglichkeiten von amtlichen Laserscannerdaten für den Wald-Forst-Bereich – Entwicklung von Methoden zur Parametrisierung zur Beantwortung von Fragestellungen aus forstlichen Inventur- und Monitoringaufgaben“. Neben den Autoren haben seitens der Abteilung Fernerkundung und Landschaftsinformationssysteme an dem Projekt maßgeblich mitgewirkt: Christoph Straub, Johannes Heinzl, Dr. Nebojsa Balic, Dr. Yunsheng Wang, und Fabian Fassnacht. An der LWF haben neben den Autoren an dem Projekt maßgeblich mitgewirkt: Frau Gudrun Faißt (Antragstellung / Projektskizze), sowie Herr Stefan Binner und Herr Armin Troycke bei der Verifizierung.

Von Seiten des Amtes für Landwirtschaft und Forsten in Krumbach sei Herrn FOR Peter Böhm für die Begleitung des Projektes sowie Herrn FAM Boris Mittermeier und Herrn FAM Andreas Walter für die Verifizierung der Ergebnisse im Gelände gedankt.

Für die Förderung des Projektes ST 189 möchten wir dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten danken.

Literatur

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT & BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (2007): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern: 162 S. + Anhang, Augsburg + Freising-Weihenstephan.
http://www.lfu.bayern.de/natur/fachinformationen/natura_2000_ffh/kartieranleitungen/doc/handbuch_lrt.doc
- BINNER, S., EWALD, J., ROGG, S. (2005): Die ökologische Interpretation geologischer Karten mit Hilfe der Datenbank bayerischer Bergwälder und terrestrisch kartierter Standortskarten. Waldökologie online 2: 114-125.
http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-10.pdf
- BURKHARDT, R., ROBISCH, F., SCHRÖDER, E. (2004): Umsetzung der FFH-Richtlinie im Wald - Gemeinsame bundesweite Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (LANA) und der Forstchefkonferenz (FCK). Natur und Landschaft, **79** (7): 316-323.
- DEES, M., STRAUB, C., LANGAR, P., KOCH, B. (2006): Remote sensing based concepts utilising SPOT 5 and LIDAR for forest habitat mapping and monitoring under the EU Habitat Directive. In: Lamb, A., Hill, R., Wilson, D., Bock, M., Ivits, E., Dees, M., Hemphil, S. and Koch, B.: ONP 10 Test & Benchmarks Report. Part of the geoland project reporting dossier, www.geoland-gmes.info.
- DEES, M., STRAUB, CHR., HEINZEL, J. BALIC, N. WANG, Y., WEINACKER, H. FASSNACHT, F., KOCH, B., FAISST, G., WALENTOWSKI, H. SEITZ, R. (2007): Untersuchung der Nutzungsmögli-

chkeiten von amtlichen Laserscannerdaten für den Wald-Forst-Bereich – Entwicklung von Methoden zur Parametrisierung zur Beantwortung von Fragestellungen aus forstlichen Inventur- und Monitoringaufgaben. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Bericht. 69 S.

ESRI Inc. (2004): ArcGIS 9.0 Desktop Help, How Slope Works.

EUROPEAN COMMISSION (2005): Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive. DG Env. B2/AR D(2004), Brussels.

EWALD, J., BINNER, S. (2007): Werkzeuge zur Bestimmung der Waldtypen im bayerischen Hochgebirge. Waldökologie online 5:

http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-10.pdf

FÖRSTER, M., KLEINSCHMIT, B., WALENTOWSKI, H. (2005): Comparison of three modelling approaches of potential natural forest habitats in Bavaria, Germany. Waldökologie online 2: 114-125.

http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-11.pdf

FRAGSTATS (2008): Fragstats documentation. URL: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html (6.8.2008).

KOCH, B., STRAUB, C., DEES, M., WANG, Y. & WEINACKER, H. (2009): Airborne laser data for stand delineation and information extraction. ISPRS (accepted, in print).

LANG, A., WALENTOWSKI, H., LORENZ, W. (2004): Kartieranleitung für die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern: 5. Auflage, 233 S. München und Freising. http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-10.pdf

WEINACKER, H., KOCH, B. & WEINACKER, R. (2004): TreesVis – A software system for simultaneous 3D-real-time visualization of DTM, DSM, Laser raw data, multispectral data, simple tree and building models, In: Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment, International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. XXXVI, 8/W2, Freiburg.

submitted: 10.09.2008

reviewed: 15.01.2008

accepted: 03.02.2009

Autorenanschrift:

Prof. Dr. Barbara Koch
Steinbeis-Transferzentrum FeLis
Tennenbacherstrasse 4, D-79106 Freiburg
Email: Barbara.Koch@felis.uni-freiburg.de

Dr. Helge Walentowski
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Am Hochanger 11, D-85354 Freising
Email: Helge.Walentowski@lwf.bayern.de

PD Dr. Matthias Dees
Steinbeis-Transferzentrum FeLis
Tennenbacherstrasse 4, D-79106 Freiburg
Email: Matthias.Dees@felis.uni-freiburg.de

Rudolf Seitz
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Am Hochanger 11, D-85354 Freising
Email: Rudolf.Seitz@lwf.bayern.de

Habitat-eignungsmodelle auf der Grundlage von Expertenwissen – ein Vergleich von Fuzzy-Logik Ansätzen am Beispiel westmediterraner Zwergbinsenrasen

Habitat suitability models based on expert knowledge – a comparison of fuzzy set approaches using the example of Western Mediterranean dwarf rush communities

Michael Rudner

Abstract

This study examines the ability of two fuzzy logic approaches to adequately describe the realised niche of a specific target taxon in Western Mediterranean dwarf rush communities (Isoeto-Nanojuncetea). In a strongly fuzzified approach, which required a large set of rules, all independent and dependent variables are coded as linguistic variables. This approach is compared to a different approach which defines habitat suitability through a membership function per taxon and independent variable. Both approaches yield acceptable results. Advantages and disadvantages of both fuzzy logic approaches are discussed. It is shown that this method is well suited for the description of realised niches and that the approach should be chosen depending on the question of the study. Knowledge based model building is a crucial step for the integration of rare taxa in landscape models.

Keywords: Fuzzy Logic, Isoeto-Nanojuncetea, Weighted kappa, Vegetation

Zusammenfassung

Ausgehend von der Frage, ob es möglich ist, für selten auftretende Pflanzenarten oder Vegetationstypen auf der Grundlage vorhandenen Expertenwissens ein Modell zu erstellen, das die Realniche des Zieltaxons zutreffend beschreibt, werden hier zwei Fuzzy-Logik-Ansätze verglichen. Am Beispiel westmediterraner Zwergbinsenrasen (Isoeto-Nanojuncetea) wird untersucht, ob sich ein weitgehend fuzzifizierter Ansatz, der alle Eingangs- und Ergebnisvariablen als linguistische Variablen behandelt und einen umfangreichen Regelsatz benötigt, sich besser eignet als ein Ansatz, bei dem für jedes Zieltaxon die Habitat-eignung über eine Zugehörigkeitsfunktion pro Umweltvariable formuliert wird. Die Modellierung gelingt mit beiden Verfahren ähnlich gut. Die Vor- und Nachteile der beiden Fuzzy-Logik-Ansätze werden abgewogen. Insgesamt wird klar, dass sich dieser Weg für die Beschreibung der Realniche gut eignet und die Wahl der Variante in Abhängigkeit von der Fragestellung erfolgen sollte. Die Erarbeitung wissenschaftlicher Habitat-eignungsmodelle stellt einen sinnvollen Schritt dar, um seltene Taxa in Landschaftsmodelle mit aufzunehmen.

Schlüsselwörter: Fuzzy-Logik, Isoeto-Nanojuncetea, Gewichtetes Kappa, Vegetation

1 Einleitung

In jüngerer Zeit machen der Aufbau, die Vereinheitlichung und die Nutzung von Datenbanken für Vegetationsdaten gro-

ße Fortschritte. Parallel werden auch Modellierungsverfahren weiterentwickelt, die gestützt auf diese Daten die ökologische Nische von Pflanzenarten und Vegetationstypen beschreiben und auch zur Vorhersage der Auswirkungen klimatisch oder durch Nutzung bedingter Veränderungen herangezogen werden können (vgl. GUI SAN & ZIMMERMANN 2000, AUSTIN et al. 2006, ELITH et al. 2006, 2009, SCHRÖDER et al. 2008).

Häufig werden statistische Habitatmodellierungsansätze, wie GLM (verallgemeinerte lineare Modelle), GAM (verallgemeinerte additive Modelle), MARS (multivariate adaptive Regression-Splines) oder Klassifikationsverfahren wie CART (Klassifikations- und Regressions-Entscheidungsbäume) verwendet (GUI SAN & ZIMMERMANN 2000, ELITH et al. 2006). Maschinelle Verfahren wie BRT (verstärkte Regressions-Entscheidungsbäume) oder MaxEnt (Maximum-Entropie) kommen in jüngerer Zeit zum Einsatz (ELITH et al. 2006). Liegen nur Daten zu Vorkommen vor, kommen Verfahren wie bioklimatische Umgrenzung (*envelope models*) oder ökologische Nischenanalyse (ENFA) in Frage (HIRZEL et al. 2002). Die statistischen Modellierungsverfahren können auch verwendet werden, wenn zusätzlich zu den Vorkommensdaten Proben zum standörtlichen Hintergrund (sog. Pseudo-Absenzen) einbezogen werden. Unter den Programmen, die für seltene Arten oder für Datensätze mit starkem Rauschen geeignet sind, führen diejenigen, die mit zusätzlichen Pseudo-Absenzen arbeiten, zu den besseren Ergebnissen. Insbesondere BRT, eine maschinelle Erweiterung von CART, zeigt vergleichsweise gute Ergebnisse. Die Regressionsansätze landen im Mittelfeld (GLM, GAM, MARS) während die Verfahren, die nur mit Präsenzen arbeiten, abgeschlagen sind (ELITH et al. 2006, 2009).

Für zuverlässige Modellierungen mit den genannten Ansätzen ist eine Mindestanzahl von beobachteten Vorkommen der jeweiligen Art oder des jeweiligen Vegetationstyps im Datensatz erforderlich (HARREL 2001, STOCKWELL & PETERSON 2002, COUDUN & GÉGOUT 2006). Für seltene Taxa oder Syntaxa, deren Erhaltung in der Landschaft für den Naturschutz von großer Bedeutung ist, ist die formale Beschreibung der Nische mit Habitat-eignungsmodellen auf diesem Wege daher schwierig – zuverlässige Vorhersagen sind unmöglich. In solchen Fällen ist es sinnvoll, über die Formalisierung von Expertenwissen in regelbasierten Modellen nachzudenken. Das Wissen von Experten birgt in der Regel gewisse Unschärfen, auch decken sich die Einschätzungen verschiedener Experten nicht exakt – zudem ist sowohl biotischen wie auch abiotischen Variablen eine gewisse Unschärfe inhärent (MOUTON et al. 2009, SVORAY et al. 2004). Diese Unschärfen sollten ebenso wie Übergänge entlang der Umweltgradienten beim

Übertragen des Wissens in Regeln abgebildet werden. Beides kann im Fuzzy-Logik-Ansatz umgesetzt werden. Damit werden handhabbare Habitatmodelle auch für seltene Arten oder Vegetationstypen möglich. Bei diesem Ansatz, auch bekannt als *Fuzzy Sets*, der in den 1960er Jahren von Zadeh in der Informatik eingeführt wurde (ZADEH 1965), werden diskrete Zuordnungen herkömmlicher Klassifikation in Anteile der Zugehörigkeit zu den verschiedenen Zuständen aufgelöst. In der Ökologie findet dieser Ansatz seit der Mitte der 1990er Jahre auch zunehmend Verwendung (von 1996 waren 40 Arbeiten, von 2008 über 140 Arbeiten bei *web of science* gelistet). Die räumlich explizite Modellierung des Vorkommens von Vegetationstypen mit funktionellem Hintergrund ist auf diesem Weg eher umzusetzen als mit statistischen Ansätzen (SVORAY et al. 2004, 2008). Auch dynamische Systeme werden modellierbar (RÜGER et al. 2005).

Ziele der Anwendung von *Fuzzy Sets*

- Formalisierung des vorhandenen Expertenwissens zur möglichst zutreffenden Beschreibung der Realnische, Überprüfen dieses Modells auf Vollständigkeit (d. h. auf die Berücksichtigung aller wesentlichen Standortfaktoren).
- Gültige Habitateignungsmodelle für die untersuchten Arten, die auch verwendet werden können, um a) weitere Vorkommen zu suchen (geeignete Räume), b) Auswirkungen von Veränderungen der Umwelt vorherzusagen – in die Regeln können auch funktionale Überlegungen einfließen, was einen Vorteil gegenüber statistischen Modellen darstellt (SVORAY et al. 2008).

Diese beiden Ziele machen Wissen über seltene Arten oder Zönosen nachvollziehbar und erlauben es im günstigen Falle, Prognosen auf einer formalen Basis zu treffen. Dies kann als Argumentationshilfe für Entscheidungen im Naturschutz herangezogen werden (z. B. ENGLER et al. 2004, BUCERIUS et al. 2006, HEATON et al. 2008).

Maschinenlernende Systeme wie z. B. Neuronale Netze werden nicht als Methoden in Betracht gezogen, da das Regelwerk selbst ein wertvolles Ergebnis ist. Es trägt maßgeblich zum Verständnis des Vorkommens der untersuchten Taxa bei. Maschinenlernende Systeme beinhalten i. d. R. eine *black box* und geben damit keine klar und einfach formulierten Regeln aus (KRUSE et al. 1995).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist der Vergleich zweier *Fuzzy Set*-Methoden am Beispiel westmediterraner Zwergbinsenrasen, die in Portugal auf Gruskissen über Fels auftreten und im Wesentlichen durch ihren Wasserhaushalt bestimmt sind. Die Einnischung der unterschiedlichen Typen der Zwergbinsenrasen ist schwer datengestützt zu modellieren, lässt sich aber auf der Grundlage von Expertenwissen formalisiert beschreiben. Der Vergleich wird zeigen, ob eine parallele Modellierung verschiedener Vegetationstypen mit anschließender Auswahl des vorhergesagten Typs – eine Variante, die Entscheidungsbäumen wie z. B. CART ähnelt – besser geeignet ist als eine Reihung der Vegetationstypen entlang eines Gradienten mit direkter Vorhersage des Typs, was vom Vorgehen an die Regressionsverfahren wie GLM oder GAM erinnert.

2 Methoden

2.1 *Fuzzy Set*-Ansatz

Im betrachteten Anwendungsfall – quantitative Beschreibung der Nische von Pflanzenarten oder Vegetationstypen, die relativ selten auftreten – müssen die Regeln des Modells auf verfügbares Expertenwissen gegründet werden, d. h. auf schriftliche Quellen wie regionale Floren, Zeigerwerte oder das Wissen der Experten selbst.

Bei sogenannten *Fuzzy-Sets* wird die Zugehörigkeit durch einen Wert auf dem Einheitsintervall $[0;1]$ ausgedrückt. Der Wert der Kurve kann als Habitateignungs-Wert im Gegensatz zur Auftretenswahrscheinlichkeit interpretiert werden. Bei Kurven der Wahrscheinlichkeitsdichte müsste die Fläche unter der Kurve den Wert 1 annehmen. Das ist bei *Fuzzy-Sets* nicht der Fall. Mit diesen Zugehörigkeitsfunktionen können sogenannte linguistische Variablen definiert werden (Abb. 1). Die Summe der Kurven muss ebenfalls nicht den Wert 1 ergeben (KRUSE et al. 1995). Die klassische Funktion ist die Trapezfunktion, die einen linearen Anstieg zwischen Minimum und Maximum beschreibt (LEHMANN et al. 1992). Um den Zusammenhang zu verstärken oder abzuschwächen, kann die Funktion quadriert oder radiziert werden. Auch ein sigmoidaler Kurvenverlauf ist denkbar. Linguistische Variablen sind sehr nützlich, wenn die Umweltvariablen nicht gemessen werden können, sondern geschätzt werden müssen.

Menschen können in der Regel maximal neun Zustände voneinander unterscheiden (vgl. Sherman-Kent-Skala in KRUSE et al. 1995). Deshalb und weil die Anzahl der Regeln mit der Anzahl der Zustände kardinal steigt, ist anzuraten, möglichst wenige Zustände pro Variable zu beschreiben. Dabei kann die Differenzierung entlang des Gradienten unterschiedlich fein sein. Eine Zugehörigkeitsfunktion kann für die Definition einer linguistischen Variablen aber auch als direkte Definition der Habitateignung für einen Typ in Abhängigkeit vom Wert der (gemessenen) unabhängigen Variablen eingesetzt werden. In diesem Artikel werden zwei *Fuzzy Set* Ansätze vorgestellt, die im Folgenden als Variante 1 bzw. Variante 2 bezeichnet werden.

2.2 Variante 1

Dieser Ansatz kann als MISO-Typ (*Multiple Input Single Output*) im Sinne von PEREIRA et al. (2009) betrachtet werden. Zunächst sind die im Modell zu verwendenden Umweltvariablen (unabhängige Variablen) als linguistische Variablen aufzustellen (Abb. 1). Dann müssen die Vegetationstypen (abhängige Variable) entlang eines Gradienten gereiht werden (linguistische Ergebnisvariable).

Sodann ist ein Regelwerk aus linguistischen Variablen, das pro Kombination der Zustände der Umweltvariablen einen Vegetationstyp voraussagt, zu erstellen. Dadurch entsteht eine große Anzahl an Regeln (vgl. Tab. 1) (PEREIRA et al. 2009).

Bei der Auswertung der einzelnen Regeln wird der Minimum-Operator (logisches UND) angewandt, d. h. das Ergebnis wird mit dem am wenigsten zutreffenden Zustand der Umweltvariablen gewichtet. Aus den Ergebnissen wird entlang der Outputvariablen jeweils der höchste Ergebniswert zurückgehalten (Maximum-Operator, logisches ODER). Aus der Ergebniskurve soll wieder ein diskretes Ergebnis ermittelt

Tab. 1: Ausschnitt eines Regelwerks zu einem Modellbeispiel (vgl. Abb. 1).

Tab. 1: Extract of a rule set for a modelling example (see Fig. 1).

WENN Hangneigung = flach	UND Einzugsgebiet = groß	DANN Veg.typ = C
WENN Hangneigung = flach	UND Einzugsgebiet = klein	DANN Veg.typ = B
WENN Hangneigung = steil	UND Einzugsgebiet = groß	DANN Veg.typ = B
WENN Hangneigung = steil	UND Einzugsgebiet = klein	DANN Veg.typ = A
WENN Hangneigung = sehr steil	UND Einzugsgebiet = groß	DANN Veg.typ = A
WENN Hangneigung = sehr steil	UND Einzugsgebiet = klein	DANN Veg.typ = zu trocken

werden. Dazu wird der Schwerpunkt ausgelesen (vgl. Abb. 1). Es sind auch andere Algorithmen, wie etwa das gewichtete Mittel oder das Mittel der Maxima, denkbar (Joss et al. 2008). Diese Verfahren können nur bei konvexem Verlauf der Ergebniskurve sinnvoll angewandt werden. Andernfalls ist eine Entscheidung vonnöten, welcher Teil der Kurve weiter ausgewertet wird oder ob mehrere Ergebnisse nebeneinander gestellt werden. Als Werkzeug wird hier das frei verfügbare Java-basierte Programm *RockOn Fuzzy* verwendet (LIND et al. 2008).

2.3 Variante 2

Dieser zweite Ansatz, der auch für räumlich explizite Modellierungen verwendet wird (SVORAY et al. 2008), entspricht dem SISO-Typ (*Single Input Single Output*) im Sinne von PEREIRA et al. (2009). Bei dieser Variante müssen die einzel-

nen Zugehörigkeitsfunktionen für jede Umweltvariable und jeden Vegetationstyp aufgestellt werden (vgl. Abb. 2).

Die Variablen fungieren in diesem Ansatz als limitierende Größen. Eine Codierung als linguistische Variablen ist in diesem Fall nicht erforderlich. Aus dem kleinsten Wert, den ein Vegetationstyp in seinen Zugehörigkeitsfunktionen erhält, wird der Index für die Habitataignung abgeleitet (Minimum-Operator). Eine andere Möglichkeit stellt das gewichtete Mittel der Werte der einzelnen Zugehörigkeitsfunktionen dar. Die Gewichte der Faktoren werden nach Expertenwissen vergeben (SVORAY et al. 2004). Der vorhergesagte Vegetationstyp ist der mit dem höchsten Indexwert. Gegebenfalls erfolgt hier eine Gewichtung mit dem Kehrwert der Prävalenz (PEPPLER-LISBACH 2003). Die Berechnung wird mit dem Statistikprogramm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008) mit Hilfe von ad-hoc-Skripten und eigens definierten Funktionen durchgeführt.

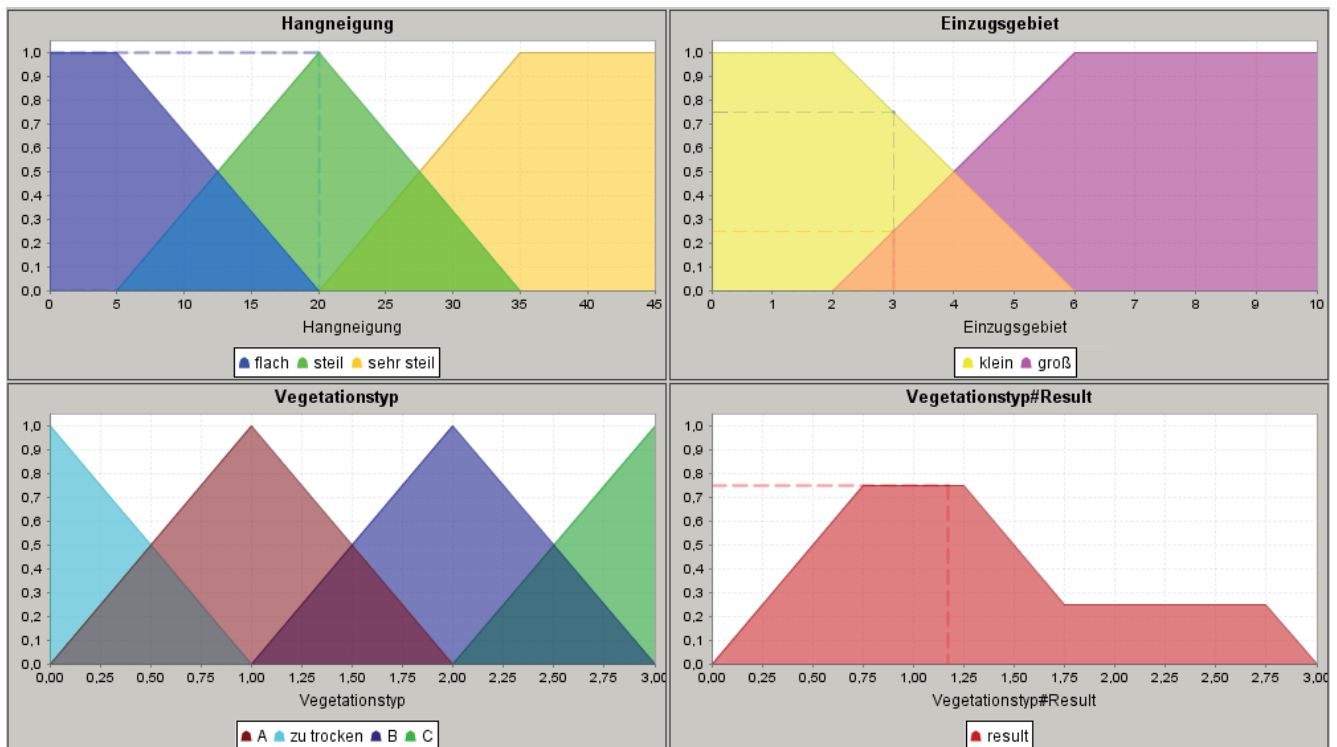


Abb. 1: Definition eines Modellbeispiels mit Hangneigung als 3-stufige linguistische Variable, Einzugsgebietsgröße als 2-stufige Variable und dem Vegetationstyp als 4-stufige linguistische Ergebnisvariable. Das Modell ergibt für eine Hangneigung von 20° und ein 3 Einheiten großes Einzugsgebiet defuzzifiziert einen Wert von 1,2 mit einer Habitataignung von 0,75. (Screenshot von *RockOn Fuzzy* vgl. LIND et al. 2008) Die Regeln des Modells sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Fig. 1: Exemplary definition of a model including slope inclination as a linguistic variable with 3 levels, specific catchment area as a 2 level variable and vegetation type as resulting linguistic variable with 4 levels. The model predicts a defuzzified value of 1.2 and the habitat suitability of 0.75 for a specific catchment area of 3 units with a slope inclination of 20°. (Screenshot of the *RockOn-Fuzzy* program by LIND et al. 2008) The rules of the model are presented in table 1.

2.4 Gütemaß

Das Erarbeiten eines gültigen Modells folgt einem heuristischen Ansatz. Die Güte des fertigen Modells wird durch den Vergleich mit beobachteten Daten ermittelt. Als Gütemaß wird das verteilungsfreie Konkordanzmaß Cohen's Kappa verwendet (BORTZ et al. 2000). Für Variante 1 kommt das Konkordanzmaß für kardinale Daten (*weighted Kappa*) zum Einsatz. Nach der Auswahl der Vegetationstypen wird für die Beurteilung des Gesamtmodells aus Variante 2 auch *weighted Kappa* verwendet. Die Berechnung erfolgt mit dem R-Paket vcd (MEYER et al. 2009).

2.5 Justieren des Modells

Steht ein, wenn auch kleiner, Datensatz zur Prüfung der Modellgüte zur Verfügung, so kann dieser auch dazu verwendet werden, das Modell zu justieren und dadurch zu verbessern. Der Datensatz spielt dann wie in statistischen Modellierungsverfahren die Rolle des Trainingsdatensatzes. Für die falsch klassifizierten Probenpunkte werden die unabhängigen Variablen nachgeschlagen. Daraus wird erkennbar, an welcher Stelle der Standortgradienten die Zugehörigkeitsfunktionen bzw. die Regeln nicht zum Datensatz passen. Eine Anpassung an alle falsch zugeordneten Probenpunkte ist sehr wahrscheinlich nicht möglich, da auf ökologisch interpretierbare Regeln bzw. Zugehörigkeitsfunktionen geachtet werden muss. Der Verlauf der Kurven muss i. d. R. konvex sein bzw. die Region, für die ein Taxon vorhergesagt wird, muss im Ökogramm eine zusammenhängende Fläche ergeben, um eine Überanpassung zu vermeiden. Nach dem Justieren werden erneut die Modellwerte und das Gütemaß berechnet. Für die Einschätzung der Übertragbarkeit des Modells auf andere Räume oder Zeiträume ist die Validierung mit einem Testdatensatz nötig. Dies wird bei wissensbasierten Modellen, die mangels verfügbarer Daten aufgestellt werden, nicht immer möglich sein.

2.6 Modellbeispiel Zwergbinsenrasen

Am Beispiel der westmediterranen Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique (Provinz Algarve, Portugal) werden beide *Fuzzy Set*-Varianten angewendet. Die Zwergbinsenrasen sind an diesem Standort primär. Die kleinräumige Differenzierung der Zwergbinsenrasen in verschiedene Typen wird im Wesentlichen durch den Bodenwasserhaushalt bestimmt. Entscheidende Größen sind die Menge des zur Verfügung stehenden Wassers, die Neigung des Standortes zu Austrocknung, die Dauer der Wasserzufuhr nach Ende der Niederschläge bzw. die Dauer der Vernässung (RUDNER 2005). Die Grundlage für die Modelle bildet das Expertenwissen des Autors. Die Zwergbinsenrasen werden entsprechend RUDNER (2005) typisiert und folgendermaßen von geringmächtigen Böden mit kurzfristiger Überstauung und rascher Austrocknung zu mächtigeren Böden und längerer Durchfeuchtung gereiht:

- *Crassula tillaea*-Gesellschaft (CT)
- *Junco capitati*-Isoetetum *histicis* (JI)
- *Loto subbiflori*-*Chaetopogonetum fasciculati* (LC)
- *Laurentio michelii*-*Juncetum tingitani* (LJ)
- *Laurentio michelii*-*Juncetum tingitani pinguiculetosum lusitanicae* (LJp)

Die Modellierung erfolgt bei beiden Varianten in zwei Schritten analog zum Vorgehen bei RÜGER et al. (2005) oder SVORAY et al. (2004). Im ersten Schritt wird aus den Variablen spezifisches Einzugsgebiet, Hangneigung und Dauer der Wasserzufuhr (Überrieselung) ein Feuchte-Index ermittelt. Dieser Index wurde in Anlehnung an den *wetness index* von KIRKBY & WEYMAN (1974) sowie BEVEN (1986) aufgestellt

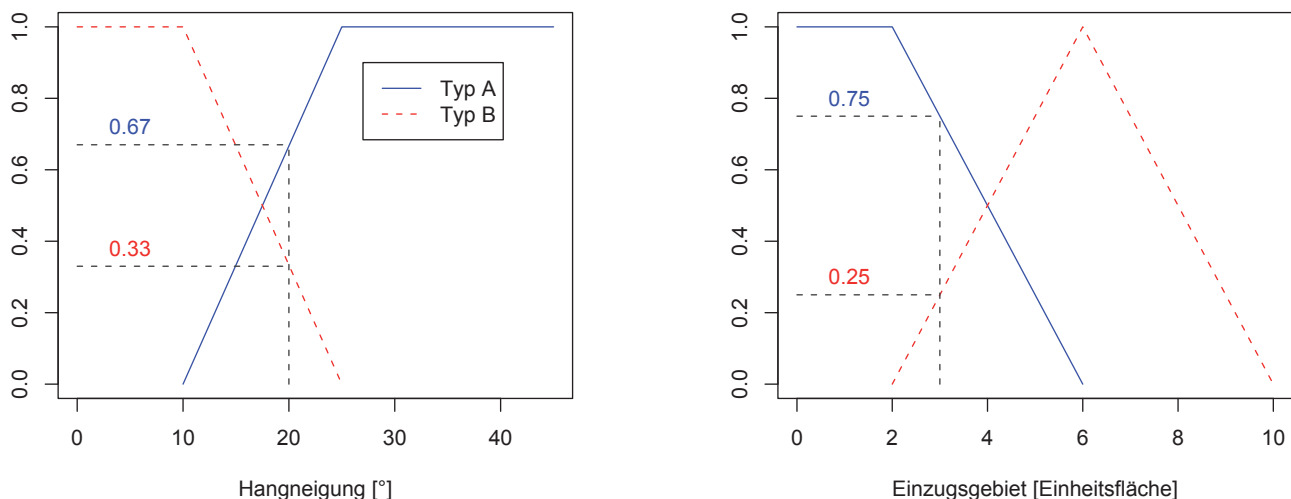


Abb. 2: Ableiten der Habitateignung aus den Zugehörigkeitsfunktionen von Vegetationstyp und Umweltvariablen. Für Typ A ergibt sich bei einer Hangneigung von 20° eine Habitateignung von 0,67, für Typ B von 0,33. Aus einer Einzugsgebietsgröße von 3 FE (Flächeneinheiten) leitet sich eine Habitateignung von 0,75 für Typ A und von 0,25 für Typ B ab. Unter Anwendung des Minimum-Operators ergibt sich für einen Standort mit 20° Hangneigung und einer Einzugsgebietsgröße von 3 FE eine Habitateignung von 0,67 für Typ A und 0,25 für Typ B.

Fig. 2: Deduction of the habitat suitability by use of the membership functions of vegetation type and environmental variables. The habitat suitability for type A at a slope inclination of 20° amounts to 0.67, for type B it is 0.33. The specific catchment area of 3 units leads to a habitat suitability of 0.75 for type A and of 0.25 for type B. Applying the minimum operator, a habitat suitability of 0.67 for type A and of 0.25 for type B result for a habitat with 20° inclination and a specific catchment area of 3 units size.

und steht für die zur Verfügung stehende Wassermenge und die Neigung des Standortes zu vernässen. In einem zweiten Schritt steht ein Regelwerk zum Auftreten der Vegetationstypen mit den Variablen Feuchte-Index, Textur (mittlere Korngröße, logarithmisch skaliert), Lage auf der Grusdecke und Bodenmächtigkeit. Die Lage auf der Grusdecke (oberer Rand, Mitte, unterer Rand) ist entscheidend für den Zeitpunkt des Einsetzens der Austrocknung nach dem Ende der Niederschläge (vgl. RUDNER 2004). Die Bodenmächtigkeit und mittlere Korngröße steuern die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum. Die Modelle werden im Ergebnisteil vorgestellt.

In einem kleinen Einzugsgebiet in der Serra de Monchique wurden entlang von mehreren Transekten über Grusdecken deren Hangneigung, Mächtigkeit und Vegetation vor Ort erfasst. Zusätzlich liegen Daten zur Textur der Grusdecken und zur Dauer der Wasserzufuhr vor. Die Vegetationstypen sind dort sehr kleinflächig ausgebildet. Die Mächtigkeit der Grusdecken über Fels, der als Stauer fungiert, variiert von 0 bis 40 cm. Dieser Datensatz wird für eine einmalige Justierung der Modelle und zur Bewertung der Güte der Modelle herangezogen.

3 Ergebnis

3.1 Variante 1 – Linguistische Variablen und Regeln

Der Regelsatz für Variante 1 ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Diagramme, die für jede Korngrößengruppe dargestellt sind, können wie Ökogramme gelesen werden. Die Vorkommen der Zwergbinsenrasen werden auf der geringmächtigen, trockenen Seite des Standortgradienten begrenzt durch den Vegetationstyp „trocken“. Auf diesen Habitaten stehen meist annuelle mediterrane Sonnenröschenfluren (*Helianthemetea*). Die Ränder der Grusdecken neigen meist stärker zur Vernässung als die mittleren Bereiche (insbesondere bei grobkörnigem Substrat), weshalb hier häufiger Zwergbinsenrasen anzutreffen sind. Die Reihung der Zwergbinsenrasengesellschaften (*Isoto-Nanojuncetea*) von der sehr offenen *Crassula tillaea*-Gesellschaft, die ihre Entwicklung rasch abschließen kann und daher auch mit nur kurzzeitig gutem Wasserangebot auskommt, führt über das artenarme *Junco-Isoetetum*, das noch relativ trocken stehen kann, und das *Loto-Chaetopogonetum*, das sich recht spät im Frühjahr entwickelt und seinen Schwerpunkt in besser und länger wasserversorgten durchaus auch

geringmächtigen Abschnitten der Grusdecken hat, zum *Laurentio-Juncetum*. Dieses ist auf eine gute Wasserversorgung und einen mächtigeren Bodenkörper angewiesen. Den Abschluss der Reihe bildet die Subassoziation *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum*, die auf den unteren Rand von Grusdecken beschränkt ist, wo sehr lange Wasser austritt. Im Testdatensatz ist diese Gesellschaft unterrepräsentiert. Auf den tiefgründigen Böden schließen sich bei niedrigem Feuchte-Index ausdauernde Rasen, bei höherem Feuchte-Index ausdauernde Sumpfgesellschaften wie etwa *Juncus acutus*-Gesellschaften an.

3.2 Variante 2 – Zugehörigkeitsfunktionen

Diese Methode erlaubt eine relativ einfache Aufstellung von Regeln nach Expertenwissen und einmaliger Anpassung an einen Datensatz mit beobachteten Vorkommen und Nichtvorkommen. Sie ist flexibel bezüglich der Beschreibung des Vorkommens entlang der Gradienten der Umweltvariablen.

Aber jede Regel steht hier für sich, ist also nicht mit den anderen Regeln verknüpft. Die Zugehörigkeitsfunktionen sind in Abbildung 4 zusammengefasst. Die Eignung des Standorts ist für jeden Vegetationstyp und Standortfaktor in einer Kurve dargestellt. Die Regeln für die beiden Gesellschaften *Laurentio Juncetum* und *L.J. pinguiculetosum* unterscheiden sich bezüglich des Bereiches geeigneter Bodenmächtigkeit und in der Zuordnung der Position auf der Grusdecke, wobei die Fettkraut-Subassoziation auf den unteren Rand beschränkt ist. Das *Loto-Chaetopogonetum* ist auf flachgründigeren Böden eingemischt und dort auf die Randbereiche der Grusdecken beschränkt. Es kommt auf feinkörnigerem Substrat vor als das *Junco-Isoetetum*. Dieses steht auf gering bis mittel mächtigen sandig-grusigen frischen Bereichen der Grusdecken. Die *Crassula tillaea*-Gesellschaft steht auf geringmächtigeren und etwas trockeneren Böden als die vorgenannte Gesellschaft.

3.3 Vergleich der Methoden

Beide Varianten eignen sich für die Beschreibung der Realnische für seltene Vegetationstypen. Es werden Kappa-Werte um 0,4 erreicht. Dabei ist bezüglich der Güte der Beschreibung die Variante 2 mit der Abbildung der Regeln in Zugehörigkeitsfunktionen etwas überlegen (vgl. Tab. 2). Die direkte Darstellung der Zugehörigkeitsfunktionen bietet einen guten Blick auf die Beziehung zwischen Vegetationstyp und

Tab. 2: Kontingenztafeln zu den vorhergesagten Vegetationstypen. Links Variante 1 ($\kappa = 0,38$), rechts Variante 2 ($\kappa = 0,41$), Beobachtungen in Spalten, Prognosen in Zeilen (---: kein Zwergbinsenrasen, CT: *Crassula tillaea*-Gesellschaft, JI: *Junco-Isoetetum*, LC: *Loto-Chaetopogonetum*, LJ: *Laurentio-Juncetum*, LJp: *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum*).

Tab. 2: Confusion matrices concerning the predicted vegetation types. Left: variant 1 ($\kappa = 0.38$), right: variant 2 ($\kappa = 0.41$), Observations in columns, predictions in rows (---: no dwarf rush communities, CT: *Crassula tillaea*-community, JI: *Junco-Isoetetum*, LC: *Loto-Chaetopogonetum*, LJ: *Laurentio-Juncetum*, LJp: *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum*).

	---	CT	JI	LC	LJ	LJp
---	158	7	3	1	3	0
CT	4	0	0	0	1	1
JI	2	0	1	0	0	0
LC	3	0	0	6	0	0
LJ	11	0	0	0	4	0
LJp	1	0	0	0	1	0

	---	CT	JI	LC	LJ	LJp
---	150	3	2	2	1	1
CT	1	3	0	0	0	0
JI	11	0	1	0	1	0
LC	10	1	1	5	0	0
LJ	5	0	0	0	5	0
LJp	2	0	0	0	2	0

Umweltvariablen. Allerdings wird keine Synthese angeboten (vgl. Tab. 3).

Variante 1 (MISO) ist relativ aufwändig bei der Aufstellung der Regeln, da für jede Faktorstufenkombination eine eigene Regel angegeben werden muss. Dieser hohe Aufwand setzt sich bei der Anpassung des Modells an den Datensatz fort, da meist mehrere Regeln verändert werden müssen, um eine Schwäche des Modells auszubessern. Entsprechend aufwändig ist auch die Berechnung. Es bietet dafür aber in den ökogrammartigen Darstellungen der Regeln eine sehr leicht erfassbare Synthese.

Variante 2 (SISO) stellt sich bezüglich dieser Kriterien vergleichsweise einfach dar. Die Aufstellung der Zugehörigkeitsfunktionen ist einfach, da sie sich immer nur auf eine abhängige und eine unabhängige Variable bezieht. Gleiches gilt bei der Justierung. Und auch die Zahl der vorhandenen Zugehörigkeitsfunktionen ist deutlich kleiner als die Zahl der Regeln in Variante 1. Daraus ergibt sich ein sehr geringer Rechenaufwand.

In drei Punkten ist jedoch Variante 1 überlegen. Wechselwirkungen können sehr einfach abgebildet werden – sind sozusagen inhärent. Übergänge zu Nachbartaxa sind in der

Boden	sehr flach	flach	etwas flach	mittel	etwas tiefer	tief
Textur: steinig						
Feuchte-Index						
sehr trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken
trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken
trocken bis frisch	Jl	Jl	trocken	trocken	trocken	trocken
frisch	Jl	Jl	Jl	trocken	trocken	trocken
frisch bis feucht	CT	CT	trocken	trocken	trocken	trocken
feucht	Jl	Jl	Jl	trocken	trocken	AG
nass	LC	LC	LC	trocken	AG	AG
Textur: grusig						
sehr trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken
trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken
trocken bis frisch	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken
frisch	trocken	trocken	LC	trocken	trocken	trocken
frisch bis feucht	Jl	Jl	Jl	trocken	trocken	trocken
feucht	Jl	Jl	Jl	LC	trocken	AG
nass	LC	LC	trocken	trocken	AG	AG

sehr flach	flach	etwas flach	mittel	etwas tiefer	tief	Position
Textur: sandig						
trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	oR M uR
trocken	trocken	CT	CT	trocken	trocken	oR M uR
trocken	trocken	Jl	trocken	trocken	trocken	oR M uR
CT	LC	LC	LC	trocken	trocken	oR M uR
LC	CT	trocken	LJ	LJ	trocken	oR M uR
Jl	LC	LC	LC	AG	AG	oR M uR
trocken	LC	LC	LJ	AG	AG	oR M uR
Jl	LC	LC	LC	AG	AG	oR M uR
trocken	trocken	AG	AG	AG	AG	oR M uR
Jl	LJ	LJp	LJp	LJp	trocken	oR M uR
LC	LC	AG	AG	AG	AG	oR M uR
		LJp	LJp	LJp	trocken	oR M uR
Textur: lehmig						
trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	trocken	oR M uR
trocken	trocken	Jl	Jl	Jl	trocken	oR M uR
trocken	trocken	Jl	Jl	LC	trocken	oR M uR
trocken	trocken	LC	Jl	trocken	trocken	oR M uR
LC	Jl	LC	LC	LJ	trocken	oR M uR
Jl	LC	LC	LC	AG	AG	oR M uR
trocken	trocken	LC	LJ	AG	AG	oR M uR
Jl	Jl	LJ	LJp	AG	AG	oR M uR
trocken	trocken	LC	AG	AG	AG	oR M uR
Jl	Jl	LJp	LJp	LJp	trocken	oR M uR
LC	LC	LC	AG	AG	AG	oR M uR
		LJp	LJp	LJp	trocken	oR M uR

Abb. 3: Regelsatz für ein wissensbasiertes Modell für Zwergbinsenrasen in der Serra de Monchique. Eingangsvariablen: Feuchte-Index (7-stufig), Bodenmächtigkeit (6-stufig), Position auf der Grusdecke (3-stufig, oR: oberer Rand, M: Mitte, uR: unterer Rand), für vier verschiedene Texturklassen. CT: *Crassula tillaea*-Ges., Jl: *Junco-Isoetum*, LC: *Loto-Chaetopogonietum*, LJ: *Laurentio-Juncetum*, LJp: *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum*, AG: ausdauernde Gesellschaft.

Fig. 3: Rule set for a knowledge based model for dwarf rush communities in the Serra de Monchique. Independent variables: Wetness index (7 levels), soil depth (6 levels), position on a gravel cushion (3 levels, oR: upper margin, M: center, uR: lower margin), for four different texture classes. CT: *Crassula tillaea* community, Jl: *Junco-Isoetum*, LC: *Loto-Chaetopogonietum*, LJ: *Laurentio-Juncetum*, LJp: *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum*, AG: community of perennial plants.

Darstellung der Regeln offensichtlich und nicht erst im Modellergebnis zu erkennen. Bei der Modellierung von mehreren Typen als mögliches Ergebnis wird der prognostizierte Typ direkt ausgegeben und muss nicht über einen Vergleich der Eignung für verschiedene Typen nachträglich ermittelt werden.

Zieht man den Vergleich zu statistischen Habitatmodellierungsverfahren, so vereinigen z. B. GLM (verallgemeinerte lineare Modelle) einige Vorteile der beiden Varianten. Die Ermittlung des prognostizierten Typs bleibt jedoch einer nach-

träglichen Analyse überlassen. Eine integrierte Vorhersage des Vegetationstyps wäre mit Entscheidungsbaumverfahren z. B. CART möglich. Die Übergänge zu benachbarten Typen werden erst im Modellergebnis erkennbar. Wesentlich bleibt für GLM aber der Anspruch, einen Stichprobenumfang mit $n > 80$ und mehr als 10 Vorkommen zu haben, um verlässliche Modelle zu erzeugen.

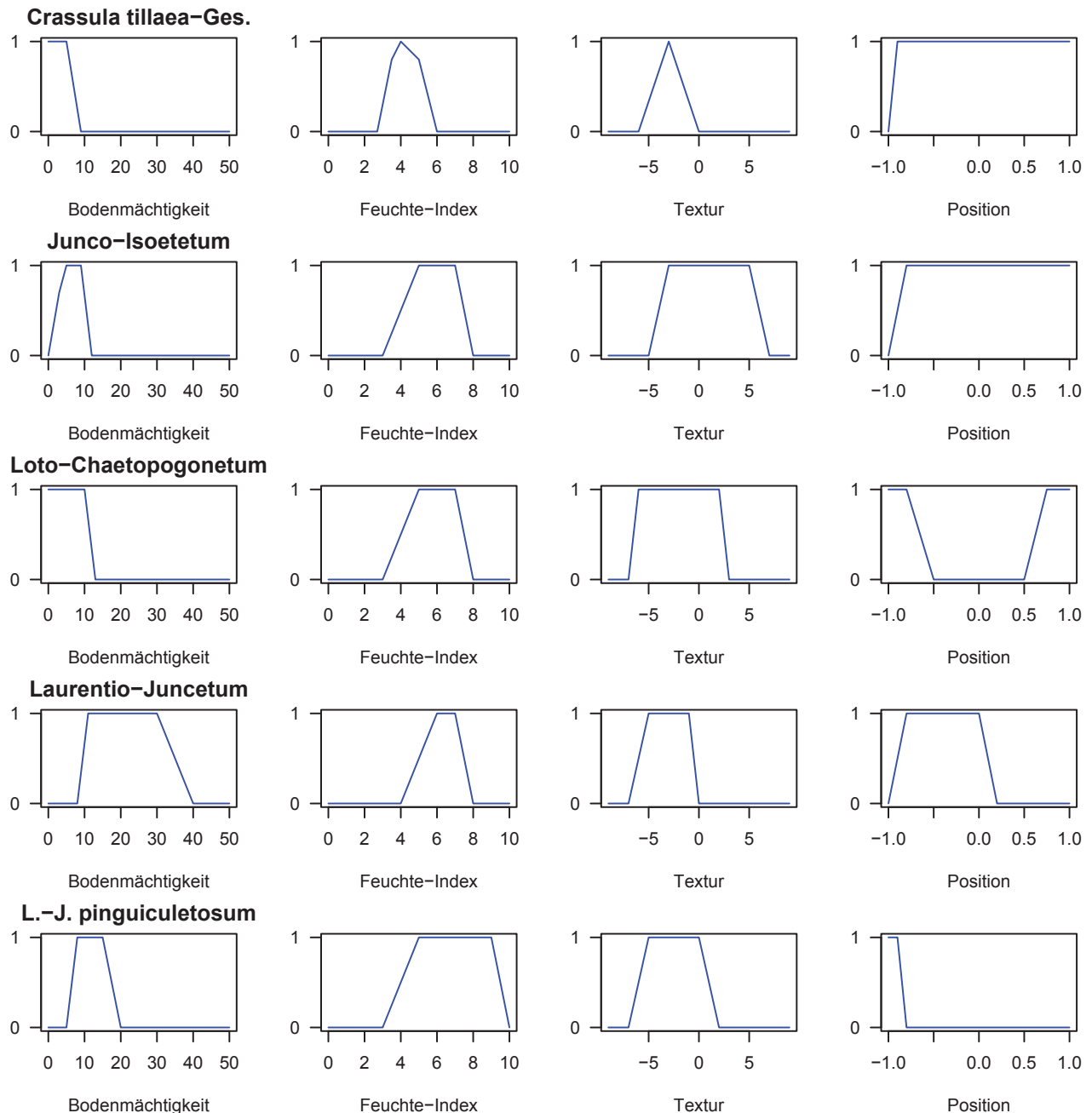


Abb. 4: Zugehörigkeitsfunktionen für Typen von Zwergbinsenrasen für die verwendeten Umweltvariablen (vgl. Abb. 2). Wesentliche Standortfaktoren: Bodenmächtigkeit [cm], ein topografischer Feuchte-Index (0: trocken, 10 stark zur Vernässung neigend), die Bodenart (Textur, 10er Logarithmus der mittleren Korngröße [cm]) und Position auf der Grusdecke (-1: unterer Rand, 0: Mitte, 1: oberer Rand).

Fig. 4: Membership functions for dwarf rush community types in dependence of the used environmental variables (see Fig. 2). Essential habitat factors: Soil depth [cm], a topographic wetness index (0: dry, 10 frequently saturated), soil texture (logarithm of the average grain size [cm]) and position on the gravel cushion (-1: lower margin, 0: center, 1: upper margin).

Tab. 3: Übersicht zum Vergleich der beiden *Fuzzy Set*-Varianten, als Referenz auf statistische Habitatmodellierungsansätze dienen verallgemeinerte lineare Modelle (GLM). (-: nicht möglich, +: zutreffend, mittlerer bis hoher Aufwand, ++: geringer Aufwand)

Tab. 3: Summary in order to compare the two fuzzy set variants, Generalized Linear Models (GLM) are included as reference for statistical habitat modelling approaches. (-: impossible, +: appropriate, middle to high effort, ++: low effort)

	Variante 1	Variante 2	GLM
Modellerstellung			
Abhängige Variable Wissensbasiert Präsenz/Absenz	+	+	+
Umweltvariablen Linguistische Variablen Metrische Variablen	+	+	+
Wechselwirkungen	++	-	++
Aufstellen der Regeln bzw. Parametrisieren des Modells	+	++	++
Übergang zu Nachbartypen Im Modell erkennbar Erst im Ergebnis ablesbar	+	+	+
Feinjustierung			
Anpassung an Datensatz	+	++	++
Berechnung			
Auswahl des prognostizierten Typs Enthalten Post hoc	+	++	++
Darstellung des Regelwerks			
Ökogramm Responseoberfläche, bzw. -kurven	+	+	+

4 Diskussion

In zweierlei Hinsicht war zu prüfen, ob sich Habitatmodelle auf der Grundlage von Expertenwissen mit Hilfe eines *Fuzzy Set*-Ansatzes aufstellen lassen. Der erste Aspekt ist die Formalisierung des Expertenwissens, die dazu dienen soll, zum einen das vorhandene Wissen über die Habitatansprüche von Arten oder Zönosen unabhängig von der Verfügbarkeit des jeweiligen Experten nutzen zu können und zum anderen festzustellen, ob alle wesentlichen Standortfaktoren explizit benannt wurden. Der zweite Aspekt betrifft die Eignung derartiger Modelle für räumliche oder zeitliche Extrapolationen, also die Ermittlung geeigneter Habitate oder die Vorhersage von Vorkommen. Anschließend ist zu bewerten, in welchen Fällen ein wissensbasierter Ansatz Methoden der statistischen Habitatmodellierung vorzuziehen ist.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass das Erarbeiten von Habitatmodellen auf der Basis von Expertenwissen möglich ist. Im vorgestellten Beispiel liegt das Gütemaß κ bei etwa 0,4, was auf mittelmäßige Modellgüte hinweist (LANDIS & KOCH 1977). Die formalisierte Darstellung der Modelle, ob in ökogrammartigen Tabellen (Abb. 3) oder in Zugehörigkeitsfunktionen (Abb. 4) macht die Habitatmodelle transparent und nachvollziehbar. Bei ähnlichen Schwächen bezüglich der Zuordnung des unterrepräsentierten *Laurentio-Juncetum pinguiculetosum* zeigt Variante 2 bessere Ergebnisse bei der Abbildung der anderen Zwergbinsenrasen-Typen. Bezüglich der richtigen Vorhersagen von Nichtvorkommen liegt dagegen Variante 1 um etwa 5 % besser. Am Beispiel der Zwergbinsenrasen ist gegenüber der einfachen Schematisierung, wie sie in RUDNER (2005) vorgenommen wurde, ein klarer Erkenntnisfortschritt zu konstatieren. Durch die klare Formalisierung des vorhandenen Wissens entsteht ein deutlich schärferes Bild, das eine bessere Verallgemeinerung erlaubt. Um jedoch die Übertragbarkeit zu beurteilen, ist die Validierung mit einem weiteren Datensatz erforderlich (BOCK & SALSKI 1998, PEREIRA et al 2009). Die Eignung der *Fuzzy Set*-Habitatmodelle für räumliche oder zeitliche Ex-

trapolation ist damit noch nicht nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass sich die Güte bei der Übertragung verschlechtert, da der Anpassungsgüte an den Trainingsdatensatz immer ein gewisser Optimismus zu Grunde liegt, auch wenn bei der Justierung darauf geachtet wurde, keine Überanpassung vorzunehmen (GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

Wird bei den statistischen Habitatmodellierungsansätzen immer angenommen, dass sich Habitat und Vorkommen im Gleichgewicht befinden (GUISAN & ZIMMERMANN 2000), so besteht bei den *Fuzzy Set*-Methoden die Möglichkeit auch dynamische Variablen einzubeziehen (SVORAY et al. 2004). Es sollte aber bedacht werden, ob die Gleichgewichtsannahme implizit im Modell steckt, sofern sich das Wissen im Wesentlichen auf beobachteten Vorkommen und Nichtvorkommen der Zielarten oder -gemeinschaften gründet (GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

Wann ist nun der *Fuzzy Set*-Ansatz besser geeignet als statistische Habitatmodellierungsansätze? Die tabellarische Gegenüberstellung von den *Fuzzy Set*-Varianten und dem GLM-Ansatz als Vertreter der statistischen Habitatmodellierungsansätze zeigt, dass der GLM-Ansatz die Vorteile der beiden geprüften *Fuzzy Set*-Varianten vereint (Tab. 3). Bei entsprechenden Voraussetzungen sind geeignete statistische Habitatmodellierungsansätze klar vorzuziehen. Werden die grundsätzlichen Ansprüche insbesondere bezüglich einer Mindestanzahl von Vorkommen, die wiederum von der Ökologie der Arten abhängt (ELITH et al. 2006), an den Trainingsdatensatz nicht erfüllt, liegen die Vorteile gegenüber einer statistischen Habitatmodellierung auf der Hand. Als Grundlage für das Aufstellen eines Modells kann direkt Expertenwissen verwendet werden ohne einen explizit beobachteten Datensatz. Für die Justierung des Modells ist es dann notwendig, einen – möglicherweise auch kleinen – Datensatz heranzuziehen. Insbesondere ist auch daran zu denken, dass die Definitionen der linguistischen Variablen möglicherweise anzupassen sind.

Die Eignung der Variante der *Fuzzy Set*-Modellierung hängt sehr stark von der Fragestellung ab. Dreht es sich um die Beschreibung der Nische einer einzelnen Art bzw. eines einzelnen Vegetationstyps, ist die Variante mit den Zugehörigkeitsfunktionen vorzuziehen. Gleiches gilt, wenn beabsichtigt ist, das Modell zur Extrapolation zu nutzen (vgl. SVORAY et al. 2008). Wird beabsichtigt, die Einnischung standörtlich benachbarter Einheiten zu beschreiben, oder liegen keine Messwerte zu den Umweltvariablen vor, eignet sich die Variante 1 gut. Diese Variante bringt aufgrund der Vielzahl der notwendigen Regeln den Nachteil von vergleichsweise langen Rechenzeiten mit sich.

Die Aufstellung der Vegetationsreihe funktioniert gut bei einem starken, vorherrschenden Gradienten. Sind die Abhängigkeiten von den Umweltvariablen mehrdimensional gestaltet, entstehen Probleme mit der Reihung. So kann es bei nicht konvexen Ergebniskurven Schwierigkeiten bei der Defuzzifizierung geben.

Die Verknüpfung von mehreren Umweltvariablen zu einer Index-Variablen im Vorfeld des eigentlichen Modells erscheint sinnvoll, um eine übersichtliche Darstellung des Regelwerks erreichen zu können (vgl. Abb. 3, 4). Diese Aufteilung der Berechnung in zwei Schritte verkürzt auch die Rechenzeit erheblich, da deutlich weniger Regeln abgearbeitet werden müssen (RÜGER et al. 2005, SVORAY et al. 2004).

Der *Fuzzy Set*-Ansatz eignet sich in beiden untersuchten Varianten zur formalisierten Beschreibung der Realnische seltener Arten oder Vegetationstypen. Man sollte versuchen, für seltene Taxa derartige Modelle in Landschaftsmodelle (z. B. SCHRÖDER et al. 2008) zu integrieren. Gerade wenn Landschaftsmodelle im Naturschutz zur Entscheidungsunterstützung herangezogen werden und z. B. szenarienabhängig die Entwicklung geeigneter Habitats prognostiziert wird, ist es wesentlich auch für seltene Arten Modelle zur Verfügung zu haben, die auf GLM oder BRT-Basis nicht erarbeitet werden können (BUCERIUS et al. 2006, HEATON et al. 2008).

Abhängig von der Zielsetzung der Modellierung ist zu beachten, dass falsche positive und falsche negative Vorhersagen unterschiedlich zu werten sind. Entsprechend wären weiter entwickelte Gütemaße heranzuziehen (MOUTON et al. 2009).

Dank

Das Werkzeug *RockOn Fuzzy* (LIND et al. 2008) hat den Zugang zur *Fuzzy Set*-Modellierung geebnet. Ich bedanke mich bei den Entwicklern für die freundliche Berücksichtigung meiner Wünsche bei der Weiterentwicklung des Werkzeugs.

Die Kommentare zweier anonymer Gutachter haben wesentlich zur Verbesserung des Manuskripts beigetragen.

Literatur

AUSTIN, M.P., BELBIN, L., MEYERS, J.A., DOHERTY, M.D., LUOTO, M. (2006): Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological Modelling* **199**: 197-216.

BEVEN, K.J. (1986): Runoff production and flood frequency in catchments of order n : an alternative approach. In: GUPTA, V.K., RODRIGUEZ-ITURBE, I., WOOD, E.F. (Eds.): Scale problems in hydrology. Dordrecht: 107-131.

BOCK, W., SALSKI, A. (1998): A fuzzy knowledge based model of population dynamics of the Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in a beech forest. *Ecological Modelling* **108**: 155-161.

BORTZ, J., LIENERT, G.A., BOEHNEKE, K. (2000): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. Springer, Berlin, Heidelberg: 939 S.

BUCERIUS, M., FUSS, R., STEINHOFF, J., HEIDLER, M., KRÄMER, P., HAUBENSACK, C. et al. (2006): Demonstrationsmodul für ein Landschaftsmodell im Landkreis Haßberge in Unterfranken – Methodenentwicklung und -erprobung zur Optimierung des Pflegemanagements. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **38**: 276-281.

COUDUN, C., GÉGOUT, J.-C. (2006): The derivation of species response curves with Gaussian logistic regression is sensitive to sampling intensity and curve characteristics. *Ecological Modelling* **199**: 164-175.

ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A. et al. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129-151.

ELITH, J., GRAHAM, C.H. (2009): Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* **32**: 66-77.

ENGLER, R., GUISAN, A., RECHSTEINER, L. (2004): An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* **41**: 263-274.

GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**: 147-186.

HARREL, F.E. (2001): Regression modeling strategies. With applications to linear models, logistic regression, and survival analysis. Springer, New York: 568 S.

HEATON, J.S., NUSSEAR, K.E., ESQUE, T.C., INMAN, R.D., DAVENPORT, F.M., LEUTERITZ T.E., MEDICA, P.A. et al. (2008): Spatially explicit decision support for selecting translocation areas for Mojave desert tortoises. *Biodiversity and Conservation* **17**: 575-590.

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.

JOSS, B.N., HALL, R.J., SIDDEERS, D.M., KEDDY, T.J. (2008): Fuzzy-logic modeling of land suitability for hybrid poplar across the Prairie Provinces of Canada. *Environmental Monitoring & Assessment* **141**: 79-96.

KRUSE, R., GEBHARDT, J., KLAWONN, F. (1995): Fuzzy-Systeme. 2. Aufl. B.G. Teubner, Stuttgart: 273 S.

KIRKBY, M.J., WEYMAN, D.R. (1974): Measurement of contributing area in very small drainage basins. Seminar Series B3. Dept. of Geog., Univ. of Bristol.

LANDIS, J.R., KOCH, G.G. (1977): The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics* **33** (1): 159-174.

LEHMANN, I., WEBER, R., ZIMMERMANN, H.-J. (1992): Fuzzy Set Theory – Die Theorie unscharfer Mengen. *OR Spektrum* **14**: 1-9.

LIND, S., BACHMANN, F., STÜTZER, S. (2008): Rock On Fuzzy. The best free fuzzy control and simulation tool. URL: <http://www.timtomtam.de/rockonfuzzy/>.

MEYER, D., ZEILEIS, A., HORNIK, K. (2009): vcd: Visualizing Categorical Data. R package version 1.2-4. URL: <http://cran.r-project.org/>.

- MOUTON, A.M., DE BAETS, B., VAN BROEKHOVEN, E., GOETHALS, P.L.M. (2009): Prevalence-adjusted optimisation of fuzzy models for species distribution. *Ecological Modelling* **220**: 1776-1786.
- PEPPLER-LISBACH, C. (2003): Predictive modelling of recent and historical land-use patterns. *Phytocoenologia* **33** (4): 565-590.
- PEREIRA, G., EVSUKOFF, A., EBECKEN, N.F.F. (2009): Fuzzy modelling of chlorophyll production in a Brazilian upwelling system. *Ecological Modelling* **220**: 1506-1512.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org>.
- RUDNER, M. (2004): Zwergbinsengesellschaften im Südwesten der Iberischen Halbinsel – eine Analyse räumlicher und zeitlicher Vegetationsmuster. Dissertation Universität Freiburg, Fakultät für Biologie. URL: <http://freidok.ub.uni-freiburg.de/volltexte/1413/> [PDF].
- RUDNER, M. (2005): Environmental patterns and plant communities of the ephemeral wetland vegetation in two areas of the Southwestern Iberian Peninsula. *Phytocoenologia* **35** (2/3): 231-265.
- RÜGER, N., SCHLÜTER, M., MATTHIES, M. (2005): A fuzzy habitat suitability index for *Populus euphratica* in the Northern Amudarya delta (Uzbekistan). *Ecological Modelling* **184**: 313-328.
- SCHRÖDER, B., RUDNER, M., BIEDERMANN, R., KÖGL, H., KLEYER, M. (2008): A landscape model for quantifying the trade-off between conservation needs and economic constraints in the management of a semi-natural grassland community. *Biological Conservation* **141**: 719-732.
- STOCKWELL, D.R.B., PETERSON, A.T. (2002): Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**: 1-13.
- SVORAY, T., BAR-YAMIN, S., HENKIN, Z., GUTMAN, M. (2004): Assessment of herbaceous plant habitats in water constrained environments: predicting indirect effects with fuzzy logic. *Ecological Modelling* **180**: 537-556.
- SVORAY, T., SHAFRAN-NATHAN, R., HENKIN, Z., PEREVOLOTSKY, A. (2008): Spatially and temporally explicit modelling of conditions for primary production of annuals in dry environments. *Ecological Modelling* **218**: 339-353.
- ZADEH, L. (1965): Fuzzy Sets. *Information and Control* **8**: 338-353.

submitted: 01.07.2009

reviewed: 03.11.2009

accepted: 30.11.2009

Autorenanschrift:

Dr. Michael Rudner
 Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
 Institut für Biologie II, Abteilung Geobotanik
 Schänzlestraße 1
 D-79104 Freiburg i. Br.

Tel.: +49 761 203-2822

Fax: +49 761 203-2696

Email: michael.rudner@biologie.uni-freiburg.de

Baumbewohnende Flechten als Zeiger für Prozessschutz und ökologische Kontinuität im Nationalpark Bayerischer Wald

Epiphytic lichens indicating process protection and ecological continuity in the Bavarian Forest National Park

Johannes Bradtka, Claus Bässler & Jörg Müller



Abb. 1: Altes und starkes Fichten-Totholz am Plattenhausriegel (1376 m) im prozessgeschützten Kerngebiet des Nationalparks. Die niederschlags- und nebelreichen Hochlagen-Fichtenwälder des Bayerisch-Böhmischen Waldes sind Schlüsselhabitats für gefährdete Flechtensippen. (Foto: J. Bradtka)

Fig. 1: Old and large dead spruce trees at the Plattenhausriegel in the wilding area of the national park. The high-montane spruce forests of the Bavarian-Bohemian massif are key habitats for endangered lichens.

Abstract

Lichens are one of the prominent taxonomical indicator groups for changes in forests. Within the course of the research project BIOKLIM, we sampled 125 epiphytic lichens, 5 lichenicolous fungi, and 1 non-lichenized ascomycete in wilding areas, managed areas, and relicts of old-growth forests along four transects in the Bavarian Forest National Park. Our analyses showed that old-growth relicts and wilding areas have a significantly higher diversity and a higher number of red-listed species than managed forests, demonstrating the importance of these areas for the protection and dispersal of endangered lichens and lichenicolous fungi. The rare and threatened lichenicolous fungi *Chaenothecopsis viridialba*, *Sphinctrina anglica*, and *Sphinctrina turbinata* and the critically threatened lichen *Mycobilimbia sphaeroides* were new records for the Bavarian Forest. The lichen-fungus *Sphinctrina tubiformis*, presumed extinct in Germany, was

recovered in the old-growth relict *Rachelseeurwald*. The following species were classified as indicators of old, near-natural forests of the Bavarian Forest: *Lecanactis abietina*, *Pyrenula nitida*, *Micarea cinerea*, *Microcalicium disseminatum*, *Loxospora cismonica*, and *Thelotrema lepadinum*. We propose management implications for the managed areas of montane and high montane forests in Central Europe.

Keywords: Bavarian Forest National Park, lichens, diversity, ecological continuity, indicator species, old growth forests, wilding areas, managed forests, management implications.

Zusammenfassung

Flechten gehören zu den herausragenden Indikatorgruppen für Veränderungen in Wäldern. Im Rahmen des Forschungsprojektes „Biodiversität und Klima“ (BIOKLIM) wurden im Jahr 2007 im Nationalpark Bayerischer Wald entlang von 4 Forschungslinien 125 baumbewohnende Flechten, 5 lichenicole Pilze sowie 1 nicht lichenisierter Ascomycet festgestellt. Alte Wälder und Prozessschutzwälder wiesen dabei signifikant die größte Artendiversität und die höchste Anzahl an bedrohten Arten im Vergleich mit den noch gemanagten Wäldern auf. Die herausragende Bedeutung von alten Wäldern und Prozessschutzflächen für den Erhalt und die Ausbreitung gefährdeter Flechten und lichenicoler Pilze für den ostbayerischen Mittelgebirgsraum wird dargestellt. Die sehr seltenen und hochgradig gefährdeten lichenicolen Pilze *Chaenothecopsis viridialba*, *Sphinctrina anglica* und *Sphinctrina turbinata* und die Flechte *Mycobilimbia sphaeroides* werden als Neufunde für den Bayerischen Wald genannt. Der in der Bundesrepublik Deutschland als verschollen geltende Flechtenpilz *Sphinctrina tubiformis* wurde im „Rachelseeurwald“ wiederentdeckt. Für alte naturnahe Wälder des Bayerischen und Böhmisches Waldes werden folgende Zeigerarten beschrieben: *Lecanactis abietina*, *Pyrenula nitida*, *Micarea cinerea*, *Microcalicium disseminatum*, *Loxospora cismonica* und *Thelotrema lepadinum*. Abschließend werden für das Management montaner und hochmontaner Wälder Mitteleuropas Empfehlungen abgeleitet.

Schlüsselwörter: Nationalpark Bayerischer Wald, Flechten, Diversität, ökologische Kontinuität, Zeigerarten, alte Wälder, Prozessschutzflächen, bewirtschaftete Wälder, Management Implikationen.

1 Einleitung

Die folgende Arbeit entstand im Rahmen des Projektes „Biodiversität und Klima“ (BIOKLIM), das unter Federführung des Nationalparks Bayerischer Wald geplant und in Kooperation mit diversen Forschungsinstituten sowie internen und externen Spezialisten durchgeführt wurde. Eine Beschreibung des Projektes BIOKLIM mit dem konzeptionellen Rahmen, dessen Ziele, das Stichprobendesign, die untersuchten taxonomischen Gruppen und Aufnahmemethoden sowie biotische und abiotische Parameter findet man in BÄSSLER et al. (2008).

Die flechtenkundliche Erforschung des Bayerischen Waldes begann Mitte des 19. Jahrhunderts durch AUGUST V. KREMPPELHUBER (1854, 1861), der auch im Bereich des heutigen Nationalparks Flechten sammelte, bestimmte und herbarisierte. In den darauffolgenden Jahrzehnten fanden im Gebiet nur auf räumlich eng begrenzten Flächen lichenologische Untersuchungen statt. Hierbei ging es primär um die Erfassung, Beschreibung und Katalogisierung der vorhandenen Species. Eine umfassende Zusammenstellung der bisherigen Arbeiten über den Bayerischen und Böhmisches Wald, einschließlich aller rezenten Arten, findet man bei KANZ et al. (2005). Eine grundlegende Studie über die Flechtengesellschaften des Nationalparks führte MACHER (1992) durch. An Flechten-Hotspots aller vorkommenden Waldgesellschaften notierte und bearbeitete sie im damaligen „Altnationalpark“ 218 Flechten der Unter-, Mittelstämme und Baumkronen unter pflanzensoziologischen Aspekten.

Während aus den borealen Nadelwäldern Nordeuropas eine Reihe vergleichender Untersuchungen zur Diversität baumbewohnender Flechten zwischen alten Naturwäldern (Old-Growth Forests) und Wirtschaftswäldern (Managed Forests) vorliegen (ANONBY 1994, DETTKI & ESSEEN 1998, ESSEEN et al. 1996, FORSSLUND & KOFFMAN 1998, GU et al. 2001, KUUSINEN & SIITONEN 1998, SÖDERSTRÖM 1988), sind aus Mitteleuropa ähnliche Erhebungen kaum bekannt. Die einzige Arbeit zu dieser Thematik stammt von HAFELLNER & KOMPOSCH (2007), in der die epiphytische Flechten-Diversität des montanen Urwaldrestes Neuwald in den Ostalpen Österreichs mit der eines unmittelbar angrenzenden Fichten-Buchen-Wirtschaftswaldes verglichen wurde. In der Bundesrepublik Deutschland eignen sich auf Grund des nahezu vollkommenen anthropogen bedingten Fehlens von Primärwäldern nur Waldnationalparke mit Resten alter, bisher kaum oder nur extensiv genutzter Wälder oder sehr wenige große Naturwaldreservate für derartige Studien.

Der Nationalpark Bayerischer Wald bot ideale Referenzflächen, in denen die baumbewohnenden Flechten auf Stichprobepunkten entlang von Forschungslinien untersucht und die Ergebnisse in ein Großprojekt mit umfangreichen Datenerfassungen zu Klima, Boden, Waldstrukturen und zahlreichen floristischen, faunistischen und mykologischen Erhebungen integriert wurden. Erstmals ist hierbei die Diversität epiphytischer Flechten in Waldkategorien unterschiedlichster Hemerobiestufen – von noch immer gemanagten und teilweise naturfernen Wäldern, über naturnahe und seit längerer Zeit nicht mehr bewirtschaftete Prozessschutzflächen, bis hin zu sehr alten urwaldartigen Primärwäldern – quantitativ und qualitativ erfasst und verglichen worden. Aufgrund des fein ausbalancierten aber störungsanfälligen mutualistischen Beziehungsgefüges zwischen Pilz und Alge, das oftmals bereits auf kleinste Veränderungen ihres Mikrohabitates reagiert, sind epiphytische Flechten eine herausragende taxonomi-

sche Artengruppe für die Evaluierung der Biodiversität, der Naturnähe und der ökologischen Kontinuität von Waldökosystemen (vgl. HANSSON 1997).

In den folgenden Ausführungen werden die Flechten hinsichtlich ihrer Gesamtartenzahl und Gefährdung innerhalb der jeweiligen Waldkategorie dargestellt und diskutiert (Alpha-Diversität). Anschließend findet ein Vergleich und eine ökologische Wertanalyse der Flechten-Diversität zwischen den noch immer gemanagten Wäldern und den Prozessschutz- und Primärwäldern des Nationalparks statt (Beta-Diversität), wobei besonders seltene Species mit ihren Habitatansprüchen und Gefährdungsursachen kurz beschrieben werden. Ein weiterer Schwerpunkt bildet die Analyse der Trägerbäume und ihrer Substrateigenschaften für die Besiedelung durch Flechten. Aus den Ergebnissen werden im Vergleich mit lichenologischen Untersuchungen in alten Wäldern Großbritanniens und Nordeuropas (HOLLIEN 1996, ROSE 1976, ROSE 1992, ROSE & COPPINS 2002, SELVA 1994, SELVA 1996, TIBELL 1992), Zeiger- bzw. Indikatorarten für alte Wälder der ostbayerischen Mittelgebirge abgeleitet und praxisorientierte Konzepte für ein multifunktionales Management der montanen und hochmontanen Wälder Mitteleuropas unter dem Aspekt der Diversitätssicherung und des Schutzes stark gefährdeter und unmittelbar vom Aussterben bedrohter Arten geliefert.

2 Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Der Nationalpark Bayerischer Wald liegt im montanen bis hochmontanen Bereich im östlichen Bayern an der Landesgrenze zur Tschechischen Republik in den Landkreisen Freyung-Grafenau und Regen. In einer Höhenlage zwischen ca. 650 und 1450 m üNN ist er mit rund 24.300 Hektar nicht nur der älteste, sondern auch in dieser Zone der zweitgrößte Waldnationalpark Deutschlands. Auf Grund intensiver Veränderungen der Wälder durch Windwürfe und Borkenkäfermassenvermehrungen seit vielen Jahren ist ein für Mitteleuropa einmaliges Mosaik an Waldstrukturen entstanden. Wenig bis extrem viel stehendes und liegendes Totholz, dichte bis großflächig lichte Wälder, insbesondere in den Hochlagen, prägen die Landschaft des Nationalparks. Darin eingebettet liegen vereinzelt Reste von Primärwäldern, die waldgeschichtlich kaum oder nur extensiv genutzt wurden. Hinzu kommt ein starker Höhengradient von etwa 800 Metern, der in keiner anderen deutschen Waldlandschaft außerhalb der Alpen vorhanden und somit einmalig ist.

Der Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (*Luzulo luzuloidis*-*Abietetum*) ist in den flachen Talmulden des Nationalparks zwischen 650 und 900 m die verbreitetste Waldgesellschaft. Auf Grund des Kaltluftstaus in den Mulden sind Spät- und Frühfröste sehr häufig und ganzjährig möglich. Ein permanent hoher Grundwasserstand in Verbindung mit geringem Nährstoffgehalt führte zu einer Bildung von mineralischen und organischen Nassböden, die punktuell in Hochmoore übergehen. Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt bei 5,0–6,0 Grad C, die Niederschläge betragen im langjährigen Mittel 1100–1300 mm (vgl. nachfolgend ELLING et al. 1987 / LOHBERGER 2007).

Eine ähnliche Waldgesellschaft, den Wollreitgras-Fichtenwald (*Calamagrostio villosae*-*Piceetum barbilophozietosum*), findet man in den Höhenlagen

ab etwa 1150 m bis zu der höchsten Lage dem Rachel, mit 1452 Metern. Bergrücken, Plateaus und flache Gipfelkuppen prägen das Landschaftsbild der Hochlagen im Untersuchungsgebiet. Gering bis mittelgründige Braunerden über Gneis bilden die Böden. In Mulden und Sattellagen entstanden auf Grund der hohen Niederschläge von 1300–1800 mm häufig Hochmoore. Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt 3,0–4,5 Grad C.

In einer Höhenlage von ca. 700 bis 1150 m bilden Bergmischwälder aus Fichte, Rotbuche und Weißtanne die natürliche Waldgesellschaft. Je nach Boden, Wasser- und Nährstoffversorgung bestocken der bodensaure Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo luzuloidis*-Fagetum), der basenreiche Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati*-Fagetum) oder auf frischen und nährstoffreichen Block- und Schuttstandorten der Hochstauden-Buchenwald (*Aceri*-Fagetum) die mäßig bis stark geneigten Hänge. Aufgrund des relativ hohen Wärmeangebots sind Früh- und Spätfröste sehr selten. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge beträgt ca. 1100–1400 mm. Die jährliche Durchschnittstemperatur liegt je nach Höhenlage zwischen 4,5–6,5 Grad Celsius. Mittel- bis tiefgründige Braunerden über Gneisverwitterung, bei Hangzugwasser auch Gley-Braunerden oder Gleye, bilden die Böden. Fichtenforste nehmen im Untersuchungsgebiet keine große Fläche ein. Lediglich in den Transekten des Erweiterungsgebiets findet man im Bereich der unteren und mittleren Hanglagen stellenweise jüngere und mittelalte Fichtenreinbestände.

2.2 Aufnahmemethodik, Bestimmung und Auswertung

Für das Projekt BIOKLIM wurden im Untersuchungsgebiet vier Forschungslinien (Transekte) eingerichtet. Zwei im südlich gelegenen Altpark mit Prozessschutz und ausgedehnten Borkenkäferflächen und zwei Transekte im nördlichen Erweiterungsgebiet mit noch immer gemanagten Wäldern. Innerhalb der Forschungslinien wurden alle 100 Meter Probekreise eingemessen und deren Mittelpunkte dauerhaft markiert. Für die Flechtenaufnahmen extrahierte man die Probekreise, so dass insgesamt 113 Stichprobenpunkte gestreut über den gesamten Höhengradienten und über eine Vielzahl unterschiedlichster Waldstrukturen und Hemerobiestufen bearbeitet wurden (vgl. BÄSSLER et. al. 2008).

Die Außenaufnahmen erfolgten vom 27. August bis 4. November 2007 an insgesamt 13 Arbeitstagen. An den Aufnahmepunkten wurden im Radius von 8 Metern an den Unterstämmen der stehenden Bäume und Hochstümpfe alle vorkommenden Baum- und Totholzflechten bis zu einer Höhe von ca. 2 Metern erfasst. Die Flechten liegender Bäume und Baumteile wurden innerhalb des jeweiligen Probekreises vollständig aufgenommen. Boden- und Gesteinsflechten wurden zwar dokumentiert, sind jedoch nicht Gegenstand dieser Arbeit. Zusätzlich unterschied man nach den Substrattypen „stehender, liegender Baum“ sowie nach „liegenden Stammteilen und Starkästen über 12 cm Durchmesser, Stubben, Hochstümpfen und Ästen unter 12 cm“. Der Zersetzungsgrad des Totholzes wurde als „frisch tot, Rinde lose/ab, Splint weich oder Stammform aufgelöst“ beurteilt. Der Deckungsgrad wurde nach den Kriterien „wenig, häufig und viel“ beschrieben. Die Vitalität der Species teilte man in „vital“ und „nicht vital“ ein (vgl. ALBRECHT 1990, 1991).

Bei Bäumen, Stammteilen und liegenden Starkästen, auf denen Flechten vorkamen, erfolgte eine Schätzung des Durchmessers und der Länge.

Arten, die nicht sofort vor Ort diagnostizierbar waren, wurden in Papiertüten gesammelt und im Labor mit einem Stereoskop GSZ Carl Zeiss Jena und mit einem Durchlicht-Labormikroskop PZO Studar Lab unter Einsatz von KOH-Lösung, Chlorkalk (-hypochlorit) und Paraphenylendiamin bestimmt. Die Nomenklatur erfolgte nach WIRTH (1995 a).

2.3 Management-, Prozessschutz- und Alte Wälder

Folgende drei Waldkategorien werden bei der Auswertung und Diskussion unterschieden:

Managementwälder: Die Wälder im Bereich der beiden Forschungslinien im nördlichen Erweiterungsgebiet, das 1997 zum Nationalpark erklärt wurde, werden aufgrund politischer Vorgaben noch weiterhin extensiv bewirtschaftet. Im Wesentlichen handelt es sich hierbei um forstliche Maßnahmen zur Bekämpfung der Fichtenborkenkäfer *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus* sowie die Aufarbeitung, Rückung, Entrindung oder die Abfuhr von Sturm- und Schneebruchhölzern. Aktive Durchforstungen oder andere Tätigkeiten, wie bspw. Pflegemaßnahmen, finden seit 1997 nicht mehr statt. Kleinflächige Laubholzpflanzungen wurden 2008 erstmals durchgeführt. Diese Vorgabe gilt ebenfalls für die Randbereiche des Altparks und der Prozessschutzflächen in einer Tiefe von ca. 500 bis 1000 Metern. Die Managementflächen sind relativ arm an Totholz und erinnern im Bereich der Hang- und Tallagen auf Grund ihrer Homogenität und Einschichtigkeit noch



Abb. 2: Aufgearbeitete Windwurffläche des Orkans Kyrill auf der Nordseite der Lackahänge (1200 m) im noch gemanagten Erweiterungsgebiet des Nationalparks. Im Hintergrund geräumte Windwurf- und Borkenkäferflächen im angrenzenden tschechischen Nationalpark Sumava. Die Nationalparke Bayerischer Wald und Sumava bilden mit rund 93.300 Hektar das größte zusammenhängende Waldschutzgebiet Mitteleuropas. (Foto: J. Bradtka)

Fig. 2: *Salvage logging after windblow 2007 in areas still managed. In the back the clearcuts in the neighboured national park Sumava (Czech Republic) are visible. Both national parks together are one of the largest forested protected area in Central Europe.*

stark an Altersklassenwälder. Bei der Kartierung fielen die meisten Stichprobenkreise, nämlich 55 (Gesamtfläche 1,1 Hektar), in diese Kategorie.

Prozessschutzwälder: Die zwei südlichen Transekte liegen im Altpark, der 1970 als erster deutscher Waldnationalpark gegründet wurde. Mit Ausnahme der an den Privatwald angrenzenden Randbereiche finden hier grundsätzlich keinerlei forstwirtschaftliche Maßnahmen statt. Durch ein weitgehendes Betretungsverbot verbunden mit einem Rückbau unnötiger Forststraßen und Wege kann sich der Wald seit fast 40 Jahren in seiner natürlichen Dynamik entwickeln. Prozessschutzwälder sind reich an stehendem und liegendem Totholz mit unterschiedlichsten Stärken und Zersetzungsgraden. Die Waldstrukturen sind sehr inhomogen – dicht bestockte Flächen wechseln mit lichten Flächen unterschiedlichen Alters ab. Auf einen konservierenden Naturschutz zur Erhaltung und Förderung bestimmter Pflanzen, Tierarten oder Waldgesellschaften wird bewusst verzichtet. Prozessschutz bedeutet, nicht den Zustand des Waldes sondern seine vielfältigen Entwicklungsmöglichkeiten einschließlich seiner Störgrößen zu schützen (vgl. SCHERZINGER 1990 und 1997). 41 Stichprobenkreise (Gesamtfläche 0,82 Hektar) liegen in dieser Kategorie.

Alte Wälder: Alte Wälder sind prozessgeschützte Flächen, die sich zusätzlich durch ihr sehr hohes Alter von durchschnittlich 300 bis 400 Jahren und ihre lange ökologische Kontinuität mit einer ehemals nur extensiven Bewirtschaftung auszeichnen. Beeindruckende Stammdimensionen hinsichtlich Höhe und Durchmesser und eine Vielfalt an stehendem und liegendem Totholz verleihen diesen alten Wäldern einen urwaldähnlichen Charakter. Bereits lange vor der Einrichtung des Nationalparks begann man einige dieser Naturwaldrelikte, so das Waldgebiet „Mittelsteighütte“ und den benachbarten „Hans-Watzlik-Hain“ beim Zwiesler Waldhaus, als Naturschutzgebiete auszuweisen. Auch die sogenannten Schachten, locker bis licht bestockte ehemalige Hochweideflächen des ausgehenden 16. Jahrhunderts mit sehr alten im Zerfallsstadium befindlichen Buchen und Bergahornen, wurden dieser Kategorie zugerechnet. 17 Probekreise (Gesamt-



Abb. 3: Vielfältiges stehendes und liegendes Totholz mit diversen ökologischen Nischen zeichnen die prozessgeschützten Wälder, wie hier in rund 900 Meter Höhe östlich der Racheidienstütte, aus. Die heutigen Prozessschutzwälder des Nationalparks sind die Urwälder von morgen. (Foto: J. Bradtka)

Fig. 3: A high diversity of snags and logs with a high number of ecological niches is typical for the wilding areas.



Abb. 4: Alter Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo luzuloidis-Fagetum*) Mittelsteighütte nördlich des Zwiesler Waldhaus. Der viele hundert Jahre alte Urwaldrest wurde bereits 1914 als Schutzgebiet ausgewiesen und ist seit 1997 Teil des Nationalparks Bayerischer Wald. (Foto: A. Schiener)

Fig. 4: An old-growth relic of beech forests (*Mittelsteighütte*), protected since 1914, part of the national park since 1997.

fläche 0,34 Hektar), ausschließlich im Bereich der Hang- und Tallagen, befinden sich in alten Wäldern.

3 Ergebnisse

Alle epiphytischen und epixylen Arten der Transektkartierung sind im Anhang mit ihrem Gefährdungsstatus (Rote-Liste-Arten) in der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 1996) und ihren Vorkommen je Waldkategorie aufgelistet.

3.1 Alpha-Diversität

Insgesamt wurden auf den 113 Probekreisen mit einer rechnerischen Gesamtfläche von rund 2,3 Hektar 125 Flechtentaxa, 5 lichenicole Pilze und 1 nicht lichenisierter Ascomycet festgestellt.

Die größte Flechtendiversität findet man in den Probekreisen alter Wälder mit durchschnittlich 13 Arten sowie in den Prozessschutzflächen mit einem Median von 12,5 bzw. 12 Arten. Der Durchschnittswert eines Stichprobenkreises der gemanagten Hang- und Tallagenwälder weist mit 4 Species eine deutlich geringere Diversität auf. Auffallend ist der relativ hohe Unterschied zu den Management-Hochlagen mit 11 Arten je Plot.

Ähnlich zur durchschnittlichen Artendiversität verhält sich die Verteilung der Rote-Liste-Arten (RL) je Probekreis. Die Stichprobenpunkte der alten Wälder beinhalten mit durchschnittlich 8 Species die höchste Anzahl an Rote-Liste-Arten. Prozessschutzwälder vermitteln mit einem deutlich niedrigerem Median von 3 Arten zu den Managementflächen mit durchschnittlich 2 gefährdeten Flechten. Im Gegensatz zu den Management- und Prozessschutzplots befinden sich in jedem Stichprobenkreis der alten Wälder Flechten der Roten Liste.

Neben Flechten wurden im Rahmen der Untersuchung auch 5 lichenicole Pilze mit einem Verbreitungsschwerpunkt in alten Wäldern festgestellt.

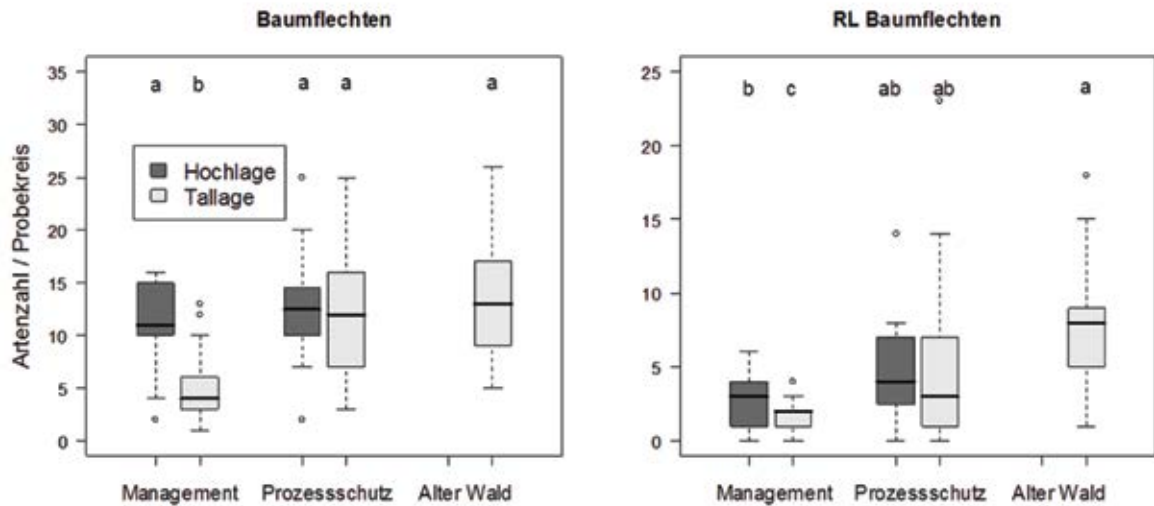


Abb. 5: Alpha Diversität der Gesamtarten (linke Grafik) und der Rote-Liste-Arten (rechte Grafik) differenziert nach Waldkategorien und unterteilt nach Hoch- sowie der Hang- und Tallagen.

Fig. 5: Number of species and red listed species per plot versus three types of forests. Different letters indicate significant differences within one of the two altitudinal zones.

3.2 Beta-Diversität

Die Primär- und Prozessschutzwälder des Nationalparks weisen signifikant die größte Artendiversität im Vergleich mit den noch gemanagten Wäldern des Erweiterungsgebietes auf. Vergleicht man die Anzahl der gefährdeten Flechtenspecies innerhalb der Waldkategorien ergibt sich ein ähnliches Ergebnis. Der Unterschied zwischen den Kategorien „Alter Wald“ und „Prozessschutz“ fällt hierbei noch deutlicher aus. Sowohl die Diversität der Arten, als auch die Vielfalt der gefährdeten Flechten ist in den noch gemanagten Wäldern des Nationalparks Bayerischer Wald markant geringer und entspricht der durchschnittlichen Diversität montaner ostbayerischer Wirtschaftswälder (vgl. Tab. 1).

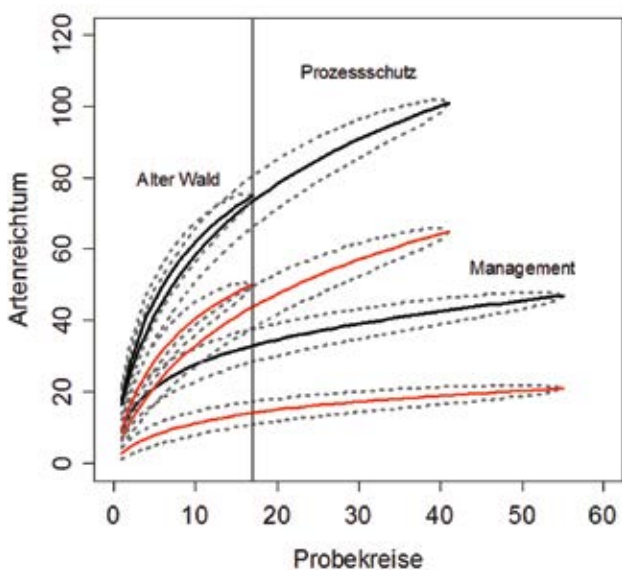


Abb. 6: Beta-Diversität der Gesamtarten (schwarze Linie) und Rote-Liste-Arten (rote Linie) im Nationalpark Bayerischer Wald.

Fig. 6: Rarefaction curve of the number of species and threatened species (red).

4 Diskussion der Ergebnisse

4.1 Alpha-Diversität

Die Flechtendiversität eines durchschnittlichen Stichprobenpunkts korreliert mit den ökologischen Einflussgrößen innerhalb der jeweiligen Aufnahmefläche. Stichprobenpunkte mit einem Reichtum an stehendem und liegendem Totholz, mit unterschiedlichsten Stärken und Zersetzungsgraden und mit sehr alten Bäumen weisen deutlich höhere Flechtenzahlen und gefährdete Arten als homogene, einschichtige und totholzarme Aufnahmepunkte auf. Ebenfalls zeigen die niederschlags- und nebelreichen Hochlagen eine größere Artenvielfalt als die Hang- und Tallagen des Untersuchungsgebietes. Auffallend ist der relativ hohe durchschnittliche Artenreichtum der Management-Hochlagen mit 11 Arten je Plot im Vergleich mit den gemanagten Tallagen, in denen je Stichprobenpunkt nur durchschnittlich 4 Arten festgestellt wurden. Dieser deutliche Unterschied ist mit den höheren Niederschlägen allein nicht erklärbar. Nach Auskunft des ehemaligen Waldbaureferenten der Forstdirektion Niederbayern/Oberpfalz wurden weite Teile der Hochlagen des damaligen Forstamtes Zwiesel nicht regulär sondern „mehr plenterartig durchhauen“, also kleinflächig, ohne Kahlschläge und somit aus heutiger Sicht naturnah bewirtschaftet (schriftl. Mitteilung MAXIMILIAN WALDHERR, 9. März 2008). Auch POELT (1972) stellt in seinen Untersuchungen „zur Flechtenflora des Bayerisch-Böhmischen Waldes bayerischen Anteils“ fest, dass die Flechtendiversität in naturnah bewirtschafteten Plenterwäldern des Bayerischen Waldes deutlich größer als die der einschichtigen Altersklassenwälder ist. Er führt den Flechtenreichtum der Plenterwälder auf die Ungleichaltrigkeit der Bäume mit unterschiedlichsten ökologischen Nischen und Belichtungsstufen zurück. Dieser Umstand erklärt in Verbindung mit den hohen Niederschlägen die hohe Artendiversität der Stichprobenpunkte in den noch gemanagten Hochlagen des Nationalparks.

4.2 Beta-Diversität

Die stichprobenartige Erfassung der Flechtenbiota auf den Forschungslinien lieferte trotz ihrer starren Anordnung, bei der die Hotspots der Flechtenvielfalt gelegentlich auch außerhalb der Aufnahmeflächen lagen, nicht nur einen guten Vergleich zwischen den unterschiedlichen Waldkategorien sondern auch mit anderen Untersuchungen zur Diversität epiphytischer Flechten in Mitteleuropa (vgl. Tab. 1). Im Bereich des Nationalparks Bayerischer Wald wurden eine Vielzahl sehr seltener und hochgradig gefährdeter Lichenen festgestellt, die im übrigen Bayern außerhalb der Alpen ihre Lebensräume schon seit längerer Zeit verloren haben.

Besonders in den alten Wäldern und Prozessschutzflächen des Nationalparks fand sich eine Reihe von Arten, die auf eine lange ökologische Kontinuität und Naturnähe ihrer Standorte hinweisen. Die Primär- und Prozessschutzwälder haben für die Arterhaltung und mögliche Ausbreitung unmittelbar vom Aussterben bedrohter Arten (RL 1) eine herausragende Bedeutung für die Flechtenbiota der ostbayerischen Mittelgebirge. Dies gilt insbesondere für folgende bemerkenswerten Flechten und lichenicolen Pilze:

Alectoria sarmentosa: Eine Bartflechte hochmontaner Bergwälder. Nur zwei Fundorte an der Borke sehr alter Fichten in den prozessgeschützten Hochlagenfichtenwäldern am Plattenhausriegel. Die hygriech sehr anspruchsvolle Art bevorzugt niederschlags- und nebelreiche, ozeanisch getönte Standorte naturnaher Bergfichtenwälder und ist im Nationalpark selten (MACHER 1992). Die Art ist gegenüber forstwirtschaftlichen Maßnahmen empfindlich und daher im übrigen Bayern, außerhalb der Alpen, vermutlich ausgestorben (WIRTH 1995).

Bacidia rosella: Diese Krustenflechte besiedelt nach WIRTH (1995) die Stammbasis und den Stamm von Laubbäumen in kollinen bis submontanen, selten in klimatisch milden montanen Lagen. Im Nationalpark wurde die sehr seltene Flechte an der Stammbasis von Buche und Bergulme in Prozessschutzflächen des Bergmischwaldes vorgefunden.

Bryoria nadvornikiana: Nach SCHOLZ (2000) kommt die sehr seltene Bartflechte in der Bundesrepublik nur in Baden-Württemberg und Bayern vor. Im Rahmen der Transektkartierung wurde sie nur an einem Fundort an der Rinde einer alten Fichte im Gipfelbereich des Plattenhausriegels (1350 m) festgestellt. Die Art hat ähnliche Standortansprüche wie *Alectoria sarmentosa* und ist aufgrund forstwirtschaftlicher Maßnahmen bspw. niedrige Erntealter der Bäume, häufige Veränderungen des Mikroklimas durch Durchforstungen, Störung des Waldinnenklimas, intensive

Erschließung mit Rückwegen und Rückegassen europaweit stark in ihrer Existenz bedroht (MOBERG & HOLMASEN 1992).

Cetraria oakesiana: Eine sehr seltene Blattflechte mit nur einem Fundort am Stammfuß einer alten Fichte in den Hochlagen-Fichtenwäldern des Plattenhausriegels. Ihr Verbreitungsgebiet sind die hochmontanen, kühlen und sehr niederschlagsreichen Lagen der Gebirge.

Chaenothecopsis viridialba: Ein Fundort südöstlich des Rachelgipfels in 1400 m Höhe am Stamm einer alten Fichte. Der lichenicole Pilz besiedelt nach WIRTH (1995) naturnah und natürliche alte Nadelwälder, ist sehr selten und hochgradig gefährdet. Neufund für den Bayerischen Wald (vgl. KANZ et al. 2005).

Cladonia botrytis: Flechte der Prozessschutzflächen und der alten Wälder. Die seltene *Cladonia* wächst bevorzugt auf alten verrottenden und sich auflösenden Baumstümpfen.

Cyphelium karelicum: Nur ein Fundort am Stamm einer ca. 300-jährigen Weißtanne am Westufer des Rachelsees in einem urwaldähnlichen Tannen-Buchen-Fichten Bergmischwald. Nach WIRTH (1995) ist die Art aufgrund des Mangels an alten Bäumen sowie durch forstwirtschaftliche Maßnahmen, welche die Kontinuität der Standortbedingungen unterbrechen, akut vom Aussterben bedroht. Man findet sie nur noch sehr selten an luftfeuchten Standorten in natürlichen oder naturnahen alten Tannen-Buchen-Fichtenwäldern. MACHER (1992) registrierte die Flechte bisher nur an einem Fundort im Nationalpark.

Dimerella lutea: Die Krustenflechte mit ihren orange gefärbten Apothecien wurde einmalig in einem Borkenriss einer alten zerfallenden Rotbuche in einem urwaldähnlichem Bergmischwald (Mittelsteighütte) am Zwiesler Waldhaus beobachtet. Nach WIRTH (1995) ist *Dimerella lutea* eine extrem gefährdete Art naturnaher alter Mischwälder ozeanischer Lagen. Fast alle Vorkommen in Deutschland außerhalb der Alpen sind erloschen.

Gyalecta flotowii: Die im Nationalpark sehr seltene Art wurde im Borkenriss einer älteren Bergulme im prozessgeschützten Bergmischwald südöstlich der Racheldiensthütte entdeckt. Nach WIRTH (1995) benötigt die Krustenflechte zum Überleben schonend oder gar nicht bewirtschaftete Wälder mit vielen alten Bäumen.

Gyalecta ulmi: Ökologie und Gefährdung ähnlich *Gyalecta flotowii*. Ein Fundort südöstlich der Racheldiensthütte auf älterem Bergahorn im Bergmischwald.

Tab. 1: Aktuelle Studien zur Diversität epiphytischer Flechten in submontanen und montanen mitteleuropäischen Waldökosystemen

Tab. 1: Recent studies on lichens diversity in Central Europe.

Untersuchungsgebiet	Flächengröße	Anzahl Taxa	Erfasser, Jahr
Montaner Fichten-Tannen-Buchen Urwald Neuwald, Ostalpen, Österreich	1 Hektar	126	HAFELLNER & KOMPOSCH, 2007
Montaner Fichten-Wirtschaftswald mit einzelnen Buchen und Tannen, Steinwald, Nordostbayern	12.000 Hektar	44	BRADTKA, 2004
Submontane und montane Kiefern Naturwaldreservate, Bayern	283 Hektar	75	BRACKEL V. & FEUERER, 2007

Mycobilimbia sphaeroides: Der Fundort dieser seltenen Krustenflechte lag an einem alten vermorschenden Rotbuchen-Hochstumpf im alten Bergmischwald Mittelsteig-hütte in der Nähe des Zwiesler Waldhaus. Neufund für den Bayerischen Wald (vgl. KANZ et al. 2005).

Ochrolechia pallescens: Die seltene Krustenflechte wurde an zwei Orten notiert: an einem Ahorn im Bergmischwald südöstlich der Racheldiensthütte und an der rissigen Borke einer alten Buche und eines Bergahorns auf dem Albrecht-schachten. Schachten sind ehemalige Hochweideflächen, die Ende des 16. Jahrhunderts für Jungvieh angelegt wurden und bis heute unverändert blieben. Sie werden von 300- bis 400-jährigen Buchen und Ahornen locker bestockt und sind reich an Flechten.

Sclerophora peronella: Der bisher zweite Fund dieser sehr seltenen und hochgradig gefährdeten Flechte im Nationalpark (vgl. PRINTZEN et al. 2002). Nach TIBELL (1992) ist sie eine Kennart für die lange ökologische Kontinuität eines Waldstandortes und gilt als mögliche Indikatorart für Urwälder. Die Art wurde in Borkenrissen eines sehr alten Bergahorn auf dem Albrecht-schachten festgestellt.

Sphinctrina anglica: Sehr seltener lichenicoler Pilz mit nur einem Fundort an der Borke einer alten Weißtanne (150 cm Brusthöhendurchmesser, ca. 50 Meter Höhe) im urwaldartigen Bergmischwald des Hans-Watzlik-Hains auf einem Flechtenlager der Gattung *Pertusaria* parasitierend. Neufund für den Bayerischen Wald (vgl. KANZ et al. 2005).

Sphinctrina tubiformis: Ein Fundort am Stamm einer ca. 300 jährigen abgestorbenen, im Splintbereich sich zersetzenden Weißtanne am Westufer des Rachelsees in einem urwaldähnlichen Tannen-Buchen-Fichten Bergmischwald. Auf dem Lager von *Pertusaria leioplaca* parasitierend.



Abb. 7: *Sclerophora peronella*. Eine global stark gefährdete Krustenflechte alter ungestörter Wälder mit langer ökologischer Kontinuität. Im Nationalpark Bayerischer Wald findet man die Flechte sehr selten in vermorschenden Borkenrissen alter zerfallender Bergahorne. Die zur Artengruppe der *Caliciales* zählende „Stecknadelflechte“ mit ihren leicht rotbräunlichen bis etwa 1 mm groß werdenden filigran gestielten *Apothecien* gilt als mögliche Indikatorart für Urwälder. (Bild: L. Stridvall)

Fig. 7: A global threatened lichen of old unmanaged forests with long continuity. In the study area on old maple trees. The species is a possible indicator for virgin forests.

Der Flechtenpilz ist nach WIRTH (1995) eine Kennart für wenig gestörte, nicht eutrophierte Wälder. Neufund für die Bundesrepublik Deutschland (vgl. WIRTH et al. 1996).

Sphinctrina turbinata: Gleicher Fundort wie *Sphinctrina tubiformis* sowie auf alter Bergulme im Bergmischwald. Hier auf dem Flechtenlager von *Pertusaria pertusa* parasitierend. Ökologie ähnlich *Sphinctrina anglica*. Neufund für den Bayerischen Wald (vgl. KANZ et al. 2005).

Neben Flechten wurden im Rahmen der Untersuchung auch 5 lichenicole Pilze mit einem Verbreitungsschwerpunkt in alten Wäldern (4 Arten alter Wald, 2 Arten Prozessschutz-wald, 0 Arten Management) festgestellt. Es handelt sich hierbei ausschließlich um lichenicole Pilze, die jeweils nur auf einer speziellen oder einer nahen verwandten Flechtenart parasitieren, ohne jedoch ihren Wirt wesentlich zu schädigen. Ihre Verbreitung ist aufgrund der speziellen Bindung an den Wirt außerordentlich stark eingeschränkt. Sie weisen daher auf eine lange und ungebrochene Standortstradition der Flechtensynusien in ihren Waldlebensräumen hin (BRACKEL V. & FEUERER 2007).

4.3 Baumarten und Substrattypen

Die Baumartenzusammensetzung ist in allen Waldkategorien des Untersuchungsgebietes sehr ähnlich und somit für die Flechtenbesiedelung gut vergleichbar. Die Fichte (*Picea abies*), die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und seltener die Weißtanne (*Abies alba*) kommen als potentielle Hauptträgerbäume gleichmäßig vor. Als ziemlich seltene Mischbaumart findet man in den Wäldern der Hanglagen und im Übergangsbereich zu den Hochlagen gelegentlich den Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Nur sehr vereinzelt sind die Sandbirke (*Betula pendula*), die Moorbirke (*Betula pubescens*), die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und die Salweide (*Salix caprea*) in allen Waldgesellschaften eingesprengt. Die Bergulme (*Ulmus glabra*) ist in den wärmebegünstigten Bergwäldern sehr selten beigemischt.

Ein wesentlicher Unterschied innerhalb der Kategorien liegt im Vorrat an stehendem und liegendem Totholz. Während die bisher kaum genutzten alten Wälder und die seit längerer Zeit prozessgeschützten Wälder sehr hohe Totholz-mengen von durchschnittlich 150 bis 250 m³/Hektar aufweisen, ist der Anteil in den noch gemanagten Flächen mit durchschnittlich 15 m³/Hektar signifikant geringer. Innerhalb des Totholz dominiert die Fichte, wesentliche Mengen an Buchen- und Tannen-Totholz sind nur in den Altwäldern vorhanden.

Die subneutrale und im Alter rissige und bemooste Borke des Bergahorns (*Acer pseudoplatanus*) wird im Untersuchungsgebiet mit Abstand am häufigsten von Lichenen besiedelt. Besonders in den alten Wäldern und Prozessschutzflächen trägt der Bergahorn sowohl zur Artendiversität, als auch zur Vielfalt an gefährdeten Arten maßgeblich bei (vgl. Abb. 8 und 9). Die Nadelbaumarten Weißtanne und Fichte mit ihren sauren Rinden ähneln sich als Trägerbäume hinsichtlich der Flechtenanzahl sehr. Die Buche wird zwar im Durchschnitt aller Waldkategorien am geringsten von Flechten besiedelt, ist jedoch insbesondere als starker Altbaum und im beginnenden Zerfallsstadium zusammen mit dem Bergahorn und der Weißtanne ein sehr wichtiger Phorophyt für spezialisierte Flechten der Primärwälder. Die mittlere Artenzahl je Totholzobjekt ist in allen Waldkategorien annähernd gleich hoch. Sehr hohe Totholz-mengen erhöhen zwar die Phytomasse epiphytischer Flechten je Stichprobenpunkt, tragen jedoch nur bedingt zur

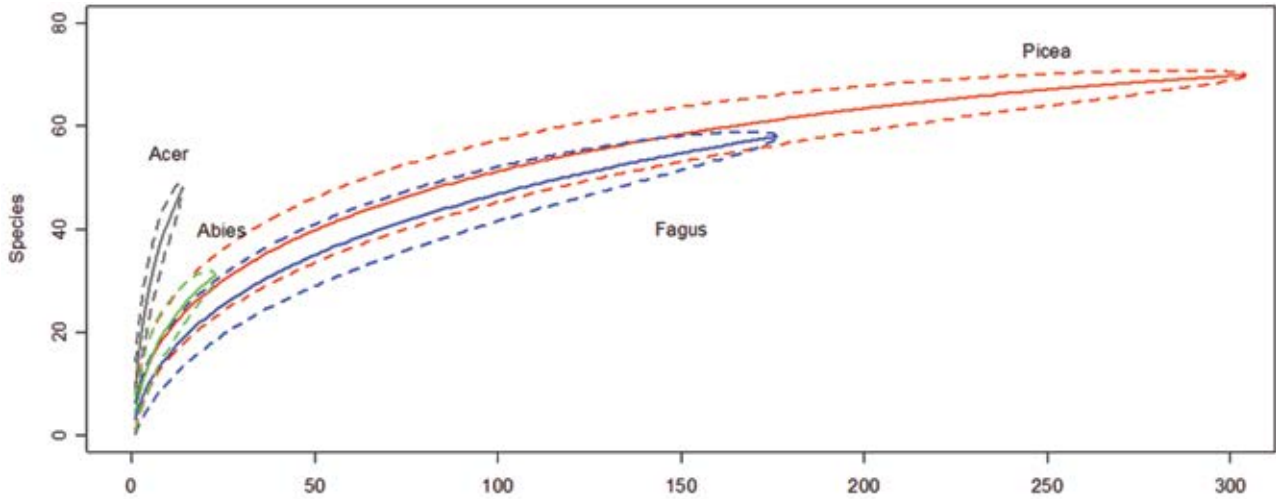


Abb. 8: Epiphytenbesatz der stehenden Hauptbaumarten (Unterstamm) und der liegenden Hauptbaumarten (Vollbesatz) Bergahorn (*Acer*), Weißtanne (*Abies*), Fichte (*Picea*) und Rotbuche (*Fagus*) auf den Forschungslinien des Nationalparks Bayerischer Wald.

Fig. 8: Lichen species numbers on different tree species in this study.

Diversitätssteigerung der Arten bei. Diese ist vielmehr von der unterschiedlichen Struktur und Qualität des Totholzes, von der ökologischen Kontinuität und von dem Alter des jeweiligen Waldbestands abhängig. Vergleicht man die unterschiedlichen Substrattypen unabhängig von der Baumart, so ergibt sich für das Untersuchungsgebiet folgende Reihung: Stehende Bäume, Hochstümpfe und liegende Stammteile und Äste werden in den alten Wäldern am häufigsten von Flechten besiedelt, wobei starke Hochstümpfe, vermutlich aufgrund ihrer guten und allseitigen Belichtung, den artenreichsten Flechtenbesatz aufweisen.

4.4 Zeiger alter naturnaher Wälder

Ein fein ausbalanciertes aber sehr störungsanfälliges symbiotisches Gleichgewicht zwischen dem Algen- und Pilzbionten, gelegentlich auch eines Cyanobionten, machen die Lebensform Flechte zu einem sensitiven Indikator für oftmals bereits kleinste Umwelt- und Standortveränderungen (vgl. MASUCH 1993). Das Vorhandensein bzw. das Fehlen von bestimmten

Flechtenarten lässt daher unter Berücksichtigung der ehemaligen und gegenwärtigen lufthygienischen Belastung des Gebiets Rückschlüsse auf die Naturnähe und ökologische Kontinuität des Waldökosystems zu. Aus den Laubwaldgebieten Großbritanniens liegen eine Reihe von Arbeiten über sogenannte Zeiger- oder Indikatorarten für langfristig ungestörte alte Wälder vor (ROSE 1976, ROSE 1992, ROSE & COPPINS 2002), in denen auch für das übrige Mitteleuropa mögliche Indikatorarten aufgezählt werden. Folgende Flechten wurden auch im Nationalpark Bayerischer Wald festgestellt: *Alectoria sarmentosa*, *Arthonia leucopellaea*, *Dimerella lutea*, *Gyallecta ulmi*, *Lecanactis abietina*, *Loxospora cismonica*, *Mycoblastus sanguinarius*, *Nephroma resupinatum*, *Ochrolechia androgyna*, *Opegrapha vermicellifera*, *Pyrenula nitida*, *Thelotrema lepadinum*. Auch aus den borealen Nadelwäldern Schwedens sind auf Grund umfassender Vergleichstudien unter anderem folgende auch im Untersuchungsgebiet kartierte Zeigerarten für Primärwälder bekannt: *Chaenothecopsis viridialba*, *Cyphelium karelicum* (TIBELL 1992).

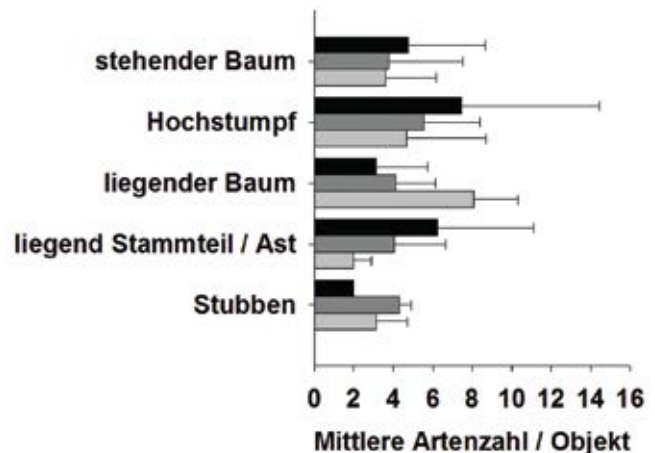
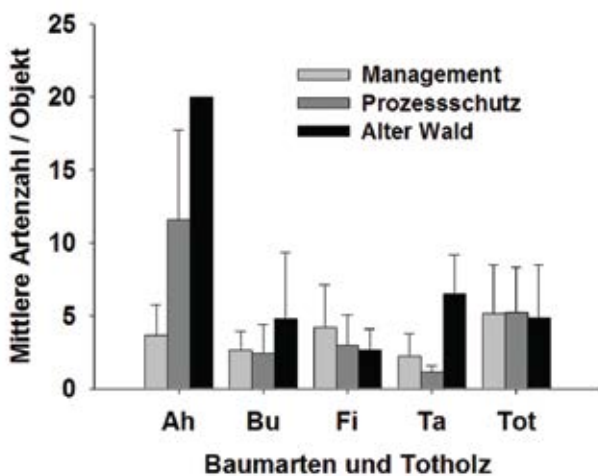


Abb. 9: Mittlere Artenzahlen von Flechten auf den Unterstämmen der stehenden Hauptbaumarten und von Vollaufnahmen an liegenden Bäumen (linke Abbildung). Mittlere Artenzahlen aufgeteilt nach den unterschiedlichen Substrattypen der Hauptbaumarten (rechte Abbildung)

Fig. 9: Mean number of lichen species separated after different types of objects.

Vor ihrer praktischen Anwendung für den Bayerisch-Böhmischen Wald sind die oben genannten Indikatorarten allerdings kritisch zu hinterfragen und zu prüfen. Flechten und lichenicole Pilze, die sich für das Untersuchungsgebiet als Zeigerarten zur Charakterisierung alter naturnaher Wälder eignen sollen, müssen die lange ökologische Kontinuität ihres jeweiligen Waldstandortes gegenüber den nur bedingt naturnahen gemanagten Wäldern verlässlich widerspiegeln und folgende Voraussetzungen erfüllen:

- Starke Präferenz für alte Wälder und ältere Prozessschutzflächen mit einer hohen Stetigkeit in alten Wäldern.
- Keine oder kaum Fundorte in den noch gemanagten Wäldern des Erweiterungsgebietes.
- Repräsentative Abbildung der gefährdeten Lebensraumsprüche.

Folgende bei der Transektkartierung festgestellte Arten entsprechen den Vorgaben und können daher als verlässliche Zeiger für alte naturnahe Wälder des Nationalparks Bayerischer Wald sowie des gesamten Bayerisch-Böhmischen Waldes definiert werden:

Lecanactis abietina (Rote Liste 2): Die Flechte wurde ausschließlich und mit hoher Stetigkeit in alten Wäldern und älteren Prozessschutzflächen an der Stammbasis älterer Tannen und Fichten notiert. Sie bevorzugt kühle und luftfeuchte Standorte.

Pyrenula nitida (Rote Liste 2): Die unscheinbare olivfarbene Krustenflechte mit schwarzen Fruchtkörpern findet man hauptsächlich in alten Wäldern und älteren Prozessschutzflächen der montanen Lagen. Dort besiedelt sie den unteren Stammbereich stärkerer Buchen.

Micarea cinerea (Rote Liste 2): Die Krustenflechte kommt in montanen und hochmontanen alten Wäldern am Stammfuß von Fichten und Tannen sowie an Totholz vor.

Microcalicium disseminatum (Rote Liste 3): Lichenicoler Pilz am Stamm alter Tannen und Fichten der Primärwälder. Auf Flechten der Gattung *Chaenotheca* parasitierend.

Loxospora cismonica (Rote Liste 2): Krustenflechte der montanen Primärwälder des Nationalparks. Vorkommen ausschließlich am Stamm sehr alter Weißtannen.

Thelotrema lepadinum (Rote Liste 2): Krustenflechte alter Bergmischwälder am Stamm von Rotbuche und Weißtanne.

Neben einzelnen Species wird auch oft die Gruppe der *Caliciales* (Stecknadelflechten und Stecknadelpilze) zur Charakterisierung von Wäldern diskutiert. Aus skandinavischen und nordamerikanischen Untersuchungen ist bekannt und statistisch nachgewiesen, dass die Artenzahlen dieser Gruppe mit dem Alter, der Naturnähe und der langen und ungestörten Entwicklung eines Waldstandorts signifikant zunehmen (HOLIEN 1996, SELVA 1994, SELVA 1996, TIBELL 1992).

Besonders alte, oftmals im beginnenden Zerfallsstadium befindliche Bäume mit rissiger Borke und starkes stehendes Totholz sind im Nationalpark wichtige Habitate für diese Artengruppe. Bei der Transektkartierung wurden jeweils 12 Arten aus der Gruppe der *Caliciales* in den Kategorien Alter Wald (16 % der Gesamtartenzahl) und Prozessschutzwald (12 % der Gesamtartenzahl) und lediglich nur 1 Art in den

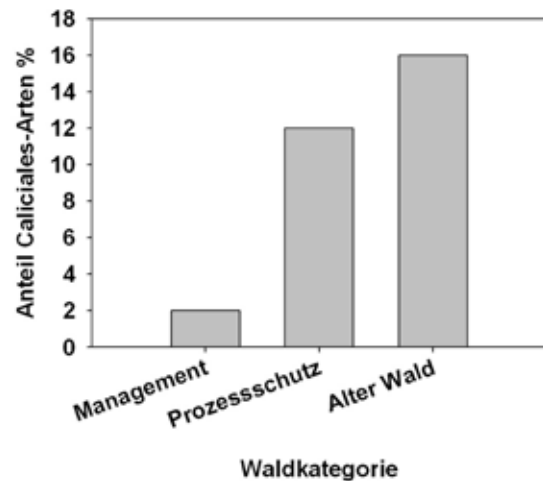


Abb. 10: Prozentanteile der Artengruppe *Caliciales* (Stecknadelflechten) in den unterschiedlichen Waldkategorien des Nationalparks Bayerischer Wald bezogen auf die Gesamtartenzahl von Flechten und lichenicolen Pilzen.

Fig. 10: Percentage of *Caliciales* in the three different types of forests (from left to right: managed, wilding, old-growth relicts).

noch gemanagten Wäldern (2 % der Gesamtartenzahl) notiert. Für die montanen und hochmontanen Wälder des Untersuchungsgebiets gilt demnach, je älter der Wald und je ökologisch kontinuierlicher und forstwirtschaftlich ungestörter seine bisherige Entwicklung, umso größer sind die Artenzahlen der „Stecknadelflechten und Stecknadelpilze“. Die Artengruppe *Caliciales* bzw. die Anzahl ihrer Arten je Waldstandort sind für den Bayerisch-Böhmischen Wald wichtige und in der Praxis relativ schnell und einfach einsetzbare Zeiger der Naturnähe von Waldökosystemen.

4.5 Flechtendiversität und Waldmanagement

Neben den lufthygienischen Belastungen in Form schwefelhaltiger Verbindungen der vergangenen Jahrzehnte ist als Hauptverursacher für die Dezimierung der Flechtenbiota die Forstwirtschaft zu nennen (TÜRK & PFEFFERKORN-DELALLI 1998, WIRTH 2002). Die Umwandlung von Laub- und Mischwäldern in Nadelholzforste, Kahlhiebe, Meliorationsdüngungen, Kompensationskalkungen, der Einsatz von Bioziden und die rigorose Entnahme von stehendem und liegendem Totholz schädigten in der Vergangenheit die Flechtensynusien nachhaltig. Die intensive Erschließung mit Forststraßen, Rückewegen und Rückegassen sowie die flächige Entwässerung von Nass- und Moorstandorten veränderten das für viele Flechten wichtige Waldinnenklima und führten zu einem enormen Artenschwund. Ein weiterer Grund für den Rückgang von Lichenen liegt gegenwärtig in zu frühen und auf Grund ökonomischer Vorgaben sich ständig verkürzenden Erntealtern der Wirtschaftsbaumarten. Lange bevor spezialisierte Flechtenarten ihre potentiellen Altholz-Trägerbäume besiedeln können werden diese in Form von sogenannten Verjüngungs- oder Endnutzungshieben dem Wald entnommen. Das Sukzessionsstadium für typische Flechten alter Wälder findet erst gar nicht statt oder wird frühzeitig und abrupt unterbrochen, viele spezialisierte Arten verlieren hierbei ihren Lebensraum und sterben aus (vgl. MONING & MÜLLER 2009).

Diesem Umstand, der nicht nur für Flechten sondern auch für andere Organismen eine große Rolle spielt (MONING & MÜLLER 2009, MÜLLER et al. 2005, WALENTOWSKI & WINTER 2007), wird zunehmend bei der Waldbewirtschaftung Rechnung getragen. Die „Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Bayern“ (2008) beinhaltet unter anderem die Verpflichtung zum Erhalt der Vielfalt von Tier- und Pflanzenarten und deren Lebensräumen, um sie auch für künftige Generationen zu erhalten. Zur Erfüllung dieser Ziele haben die meisten Bewirtschafter großer staatlicher und kommunaler Wälder langfristige Strategien hierzu entwickelt.

Das „Totholz- und Biotopbaumkonzept“ des Unternehmens Bayerische Staatsforsten sieht beispielsweise neben der Sicherung von Waldsonderstandorten auch einen Schutz von Totholz, Altbäumen und Resten alter Wälder vor (NEFT 2006). Der Ausbreitung, Neuansiedelung und dem nachhaltigen Schutz von gefährdeten Flechten alter Wälder wird dieses Konzept allerdings nur teilweise gerecht. Während der substratbedingte Faktor berücksichtigt wird, findet die Accessibilität, also die Erreichbarkeit eines Standortes durch vegetative oder generative Verbreitungseinheiten der Flechte, keine ausreichende Würdigung. Viele Flechtensippen wurden in der Vergangenheit so stark ausgedünnt und auf minimale weit verstreute Restvorkommen isoliert, dass die Neubesiedelung potentieller Habitats für verschiedene Arten zu einem fast unüberwindlichen ökologischen Schlüsselfaktor wird (ANDREN 1997, HILMO & HOLIEN 2002, MOEN & JONSSON 2003, SCHÖLLER 1997).

Die Durchlässigkeit und Vernetzung von Wäldern für die vegetativen und generativen Verbreitungseinheiten von Flechten wurde intensiv von SCHEIDEGGER (2009) mittels genetischer Analysen erforscht und diskutiert. Nach seinen Erkenntnissen liegt die mittlere Ausbreitungsdistanz der Blattflechte *Lobaria pulmonaria*, einer Zeigerart alter Wälder, „deutlich unter 100 Metern ... bis deutlich über 150 Metern“, abhängig von dem Bestockungsgrad bzw. der Dichte des jeweiligen Waldbestandes. Eine aktuelle Untersuchung in gemanagten Wäldern Finnlands belegt ebenfalls, dass alle Biodiversitätsstrategien innerhalb der Wirtschaftswälder durch eine ausschließliche Ausweisung einzelner isolierter Schutzflächen und ohne zusätzliche flankierende und vernetzende Maßnahmen uneffektiv sind und für Flechten zu keinem Stopp des Artenrückgangs führen (PYKÄLÄ 2004).

Um die Accessibilität gefährdeter, auf starke alte Bäume und ein ausgeglichenes Waldinnenklima angewiesener Flechten in den noch zusammenhängenden montanen und hochmontanen Wäldern Mitteleuropas sicherzustellen, sollte eine räumlich streng getrennte Aufteilung in Naturschutz- und Wirtschaftsflächen (Segregation) vermieden und stattdessen als Betriebsart die nachhaltige und multifunktionale Plenter- und Femelwaldwirtschaft (MAYER 1984, RITTERSHOFER 1999) gewählt werden. Eine kontinuierliche baum- bis gruppenweise Verjüngung, keine flächigen Altersstufen sondern ein vertikaler und horizontaler Strukturreichtum der Baumschicht mit jungen und alten Individuen, flexible Umtriebszeiten, vielfältige Nischen auf Grund unterschiedlichster Belichtungsstadien und ein ausgeglichenes Bestandsinnenklima mit langer ökologischer Kontinuität schaffen optimale Habitatsstrukturen und Lebensbedingungen für einen Großteil der Flechten, Primärwaldspezialisten ausgenommen (POELT 1972, TÜRK & PFEFFERKORN-DELALLI 1998, WIRTH 2002).

Zur langfristigen Erhaltung und Verbesserung der Flechtendiversität in bewirtschafteten mitteleuropäischen montanen

und hochmontanen Wäldern werden daher, ergänzend zu den bereits formulierten Konzepten von NEFT (2006), folgende generellen Maßnahmen vorgeschlagen:

- Erfassung gefährdeter Flechtensippen an Hand relativ einfach und schnell zu bestimmender Zeigerarten.
- Vernetzung der Lebensräume gefährdeter isolierter Sippen mit den potentiellen Schlüsselhabitats bzw. den Resten alter Wälder in Form von Ausbreitungskorridoren.
- Markante Erhöhung der Erntealter von Bäumen innerhalb der Korridore (> 160 Jahre).
- Kleinflächiges Waldmanagement innerhalb der Korridore in Form plenter- und/oder femelartiger Betriebsarten zur Sicherung der ökologischen Kontinuität des Standorts.
- Dauerhaftes Belassen von starken, der potentiellen natürlichen Vegetation entsprechenden Biotopbäumen, insbesondere des Bergahorns (*Acer pseudo-platanus*), in möglichst enger räumlicher Verteilung.
- Naturnahes Waldmanagement im Umfeld alter Waldreste zur Vermeidung negativer Randeffekte.

Darüber hinaus sollten weitere großräumige und gleichmäßig verteilte Naturwaldreservate in allen Waldgesellschaften geschaffen und miteinander vernetzt werden sowie neue Waldnationalparke, mit einem Schwerpunkt im Areal der natürlichen Buchenwälder, als künftige Lebensräume und unverzichtbare Genreservoirs für Urwaldreliktarten gegründet werden.

Dank

Danke an Alfred Schiener, Martinsried/München, für die fotografische Teildokumentation der Flechtentranssektkartierung und an Leif & Anita Stridvall, Trollhättan, Schweden (www.stridvall.se/la/) für die freundliche Erlaubnis zur Veröffentlichung des Bildes 7.

Literatur

- ANONBY, J. E. (1994): Epifyttisk lavflora i vestnorsk furuskog – sammenligning av en naturskog og en kulturskog. *Blyttia* **52**: 81-87.
- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Naturwaldreservate in Bayern. Schriftenreihe des Bayerischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Landschaftstechnik. München **1**: 221 S.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. München **110**: 106-113.
- ANDREN, H. (1997): Habitat fragmentation and changes in biodiversity. In: HANSSON, L. (Herausgeber): *Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity*. *Ecological Bulletins* **46**: 171-181.

- BÄSSLER, C., FÖRSTER, B., MONING, CH., MÜLLER, J. (2008): The BIOKLIM Project: Biodiversity Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*. Freising **7**: 21-33.
<http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/naturschutz/biodiversitaet/index.htm>
- BRACKEL, W. V., FEUERER, T. (2007): Inventarisierung von Flechten in Kiefern-Naturwaldreservaten. Unveröffentlichtes Gutachten. Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft. Freising: 29 S.
- BRADTKA, J. (2004): Zur epiphytischen Flechtenflora des Steinwaldes. *Berichte Naturwissenschaftliche Gesellschaft*. Bayreuth **25**: 227-232.
- DETTKI, H., ESSEEN, P. - A. (1998): Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography* **21**: 613-624.
- ELLING, W., BAUER, E., KLEMM, G., KOCH, H. (1987): Klima und Böden. Nationalpark Bayerischer Wald. Grafenau **1**: 255 S.
- ESSEEN, P. - A., RENHORN, K. - E., PETTERSSON, R. B. (1996): Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecol. Appl.* **6**: 228-238.
- FORSBLUND, A., KOFFMAN, A. (1998): Species diversity of lichens on decaying wood – a comparison between old-growth and managed forest. *Västekologi* **2**: 1-40.
- GU, W. - D., KUUSINEN, M., KONTTINEN, T., HANSKI, I. (2001): Spatial pattern in the occurrence of the lichen *Lobaria pulmonaria* in managed and virgin forests. *Ecography* **24**: 139-150.
- HAFELLNER, J., KOMPOSCH, H. (2007): Diversität epiphytischer Flechten und lichenicoler Pilze in einem mitteleuropäischen Urwaldrest und einem angrenzenden Forst. *Herzogia* **20**: 87-113.
- HANSSON, L. (1997): Herausgeber: Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. *Ecological Bulletins* **46**: 203 S.
- HILMO, O., HOLIEN, H. (2002): Epiphytic lichen response to the edge environment in a boreal *Picea abies* forest in central Norway. *The Bryologist* **105 (1)**: 48-56.
- HOLIEN, H. (1996): Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the Caliciales in a suboceanic spruce area in central Norway. *Lichenologist* **28**: 315-330.
- KANZ, B., DÜRHAMMER, O & PRINTZEN, C. (2005): Lichens and lichenicolous fungi of the Bavarian Forest. *Preslia*. Prag **77**: 355-403. <http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/naturschutz/biodiversitaet/index.htm>
- KREMPELHUBER, A. V. (1854): Lichenologische Beobachtungen auf einer Wanderung durch den bayerischen Wald. *Flora* **37**: 193-202; 209-223.
- KREMPELHUBER, A. V. (1861): Die Lichenen-Flora Bayerns. *Denkschriften Bayerische Botanische Gesellschaft Regensburg* **4,2**: 1-317.
- KUUSINEN, M., SIITONEN, J. (1998): Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. *J.Veg.Sci.* **9**: 283-292.
- LOHBERGER, E. (2007): Die natürlichen Pflanzengesellschaften im Nationalpark Bayerischer Wald. Im Auftrag der Technischen Universität München, Fachgebiet Geobotanik, Department für Ökologie. Unveröffentlichtes Manuskript. Freising: 48 S.
- MACHER, M. (1992): Epiphytische Flechten im Nationalpark Bayerischer Wald. *Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*. Grafenau **13**: 113 S.
- MASUCH, G. (1993): *Biologie der Flechten*. Verlag Quelle & Meyer. Heidelberg – Wiesbaden: 411 S.
- MAYER, H. (1984): *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Verlag Gustav Fischer. Stuttgart – New York: 514 S.
- MOBERG, R., HOLMASEN, I. (1992): *Flechten von Nord- und Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart: 237 S.
- MOEN, J., JONSSON B.G. (2003): Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic of boreal forest and wetland. *Conservation Biology* **17**: 380-388.
- MONING, CH., MÜLLER, J. (2009): Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* **9**: 922-932.
- MÜLLER, J., BUSSLER, H., BENSE, U., BRUSTEL, H., FLECHTNER, G., FOWLES, A., KAHLER, M., MÖLLER, G., MÜHLE, H., SCHMIDL., J., ZABRANSKY, P. (2005): Urwald relict species – Saproxilic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie Online*. Freising **2**: 106-113.
http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-9.pdf
- NEFT, R. (2006): Biotopbäume und Totholz im bayerischen Staatswald schützen, erhalten und fördern. *Magazin der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft - LWF aktuell*. Freising **55**: 28-30.
- POELT, J. (1972): Ein zweiter Beitrag zur Flechtenflora des Bayerisch-Böhmischen Waldes bayerischen Anteils. In: *Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft*. Hoppea. Regensburg **30**: 111-143.
- PRINTZEN, C., HALDA, J., PALICE, Z., TONSBORG, T., (2002): New and interesting lichen records from old-growth forest stands in the German National Park Bayerischer Wald. *Nova Hedwigia*. Stuttgart **74**: 25-49.
- PYKÄLÄ, J. (2004): Effects of New Forestry Practices on Rare Epiphytic Lichens. *Conservation Biology* **18**: 831-838.
- RITTERSHOFER, F. (1999): *Waldpflege und Waldbau*. Für Studium und Praxis. Verlag Gisela Rittershofer. Freising: 492 S.
- ROSE, F. (1976): Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. In: BROWN, D. H., HAWKSWORTH, D. L. & BAILEY, R. H. (Herausgeber). *Lichenology: Progress and problems*. London: 279-307.
- ROSE, F. (1992): Temperate forest management: Its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. In: BATES, J. W., FARMER, A. (Herausgeber). *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Oxford: 211-233.
- ROSE, F., & COPPINS, S. (2002): Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices. In: NIMIS, P. L., SCHEIDEGGER, C., WOLSELEY, P. A. (Herausgeber). *Monitoring with lichens – Monitoring lichens*. NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences. Hampshire **7**: 343-348.
- SCHEIDEGGER, C. (2009): Flechten: Bioindikatoren für Veränderungen in der Umwelt. In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Herausgeber). *Rundgespräche der Kommission für Ökologie: Ökologische Rolle der Flechten*. München **36**: 143-160.
- SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. *Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee*. *Natur und Landschaft* **65**. Stuttgart **6**: 292-298.

- SCHERZINGER, W. (1997): Tun oder unterlassen? Aspekte des Prozessschutzes und Bedeutung des „Nichtstuns“ im Naturschutz. In: Wildnis – ein neues Leitbild!? Möglichkeiten und Grenzen ungestörter Naturentwicklung in Mitteleuropa. Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Laufen/Salzach 1: 31-44.
- SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn-Bad Godesberg 31: 298 S.
- SCHÖLLER, H. (1997): Ökologie und Verbreitung von Flechten. In: Flechten, Geschichte, Biologie, Systematik, Ökologie, Naturschutz und kulturelle Bedeutung; Begleitheft zur Ausstellung „Flechten – Kunstwerke der Natur“. Kleine Senckenberg Reihe. Frankfurt am Main 27: 83-106.
- SELVA, S. B. (1994): Lichen diversity and stand continuity in the northern hardwoods and spruce-fir forests of northern New England and western New Brunswick. The Bryologist 97: 424-429.
- SELVA, S. B. (1996): Using lichens to assess ecological continuity in northeastern forests. In: Eastern Old-Growth Forests: Prospects for rediscovery and Recovery. M. B. DAVIS (Herausgeber). Island Press. Washington D. C.: 35-48.
- SÖDERSTRÖM, L. (1988): The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden. Biol. Conservation 45: 169-178.
- STRATEGIE ZUM ERHALT DER BIOLOGISCHEN VIELFALT IN BAYERN (2008): <http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/naturschutz/biodiversitaet/index.htm>
- TIBELL, L. (1992): Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. Nordic Journal of Botany 12: 427-450.
- TÜRK, R., PFEFFERKORN-DELALLI, V. (1998): Erhaltung der Flechtendiversität in Waldökosystemen. In: GEBUREK, T., HEINZE B. (Herausgeber) Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald - Normen, Programme, Maßnahmen. Ecomed. Landsberg: 262-273.
- WALENTOWSKI, H., WINTER, S. (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? Tuexenia. Göttingen 27: 19-26. <http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/naturschutz/biodiversitaet/index.htm>
- WIRTH, V. (1995 a): Bestimmung und ökologische Kennzeichnung der Flechten Südwestdeutschlands und angrenzender Gebiete. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 661 S.
- WIRTH, V. (1995 b): Die Flechten Baden-Württembergs Teil 1 und 2. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 527 und 1006 S.
- WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (*Lichenes*) der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn-Bad Godesberg 28: 307-368.
- WIRTH, V. (2002): Indikator Flechte. Naturschutz aus der Flechtenperspektive. Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde. Serie C – Wissen für alle. Stuttgart 50: 1-96.

submitted: 06.06.2009
 reviewed: 15.10.2009
 accepted: 09.11.2009

Autorenanschrift:

Johannes Heribert BRADTKA, Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Weiden/Opf., Forstrevier Neuhaus, Burgstraße 11, D-92670 Neuhaus,
 e-mail: Heribert.Bradtka@aelf-we.bayern.de

Dr. Claus BÄSSLER, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Sachgebiet IV Forschung und Dokumentation, Freyunger Str. 2, D-94481 Grafenau,
 e-mail: Claus.Baessler@npv-bw.bayern.de

Dr. Jörg MÜLLER, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Sachgebiet IV Forschung und Dokumentation, Freyunger Str. 2, D-94481 Grafenau,
 e-mail: Joerg.Mueller@npv-bw.bayern.de

Anhang

Tab. 2: Epiphytische und epixyle Flechten, lichenicole Pilze¹ und nicht lichenicole Pilze² der Flechtentranssektkartierung.**Tab. 2:** *Epiphytic and epixyl lichens, lichenicolous fungi¹ and non-lichenized fungi² of the lichen transect mapping.*

Art	Rote Liste BRD	Management-Flächen	Prozessschutz-Flächen	Alter Wald
<i>Alectoria sarmentosa</i> (Ach.) Ach.	1		X	
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheideg.		X	X	X
<i>Arthonia leucopellaea</i> (Ach.) Almq.	2		X	X
<i>Bacidia globulosa</i> (Flörke) Haf. & V.Wirth	2		X	
<i>Bacidia rosella</i> (Pers.) De Not.	1		X	
<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) Massal.	2		X	
<i>Bacidina phacodes</i> (Körber) Vezda	2			X
<i>Biatora epixanthoidiza</i> (Nyl.) Räsänen	2			X
<i>Bryoria capillaris</i> (Ach.) Brodo & D.Hawksw.	2	X	X	
<i>Bryoria fuscescens</i> (Gyelnik) Brodo & D.Hawksw.	2	X	X	
<i>Bryoria nadvornikiana</i> (Gyelnik) Brodo & D.Hawksw.	1		X	
<i>Buellia griseovirens</i> (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.			X	
<i>Calicium glaucellum</i> Ach.	3		X	X
<i>Calicium salicinum</i> Pers.	2		X	X
<i>Calicium trabinellum</i> (Ach.) Ach.	3		X	
<i>Calicium viride</i> Pers.	3		X	X
<i>Cetraria chlorophylla</i> (Willd.) Vainio		X	X	X
<i>Cetraria oakesiana</i> Tuck.	1		X	
<i>Cetrelia cetrarioides</i> (Delise ex Duby) W.Culb. & C.Culb.	3		X	
<i>Chaenotheca brunneola</i> (Ach.) Müll.Arg.	2		X	X
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Turner ex Ach.) Th.Fr.	3		X	
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner & Borrer) Migula			X	
<i>Chaenotheca furfuracea</i> (L.) Tibell	2		X	X
<i>Chaenothecopsis viridialba</i> (Krempelh.) A.Schmidt1	1		X	
<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) Laundon	2			X
<i>Cladonia botrytes</i> (Hagen) Willd.	1		X	X
<i>Cladonia carneola</i> (Fr.) Fr.	2		X	
<i>Cladonia cenotea</i> (Ach.) Schaerer	2		X	
<i>Cladonia coniocraea</i> auct.		X	X	
<i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm.	2		X	
<i>Cladonia deformis</i> (L.) Hoffm.	2		X	X
<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm.		X	X	X
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.		X	X	X
<i>Cladonia glauca</i> Flörke		X	X	X
<i>Cladonia macilenta</i> ssp. floerkeana (Fr.) V.Wirth			X	
<i>Cladonia macilenta</i> ssp. macilenta		X	X	X
<i>Cladonia polydactyla</i> (Flörke) Sprengel			X	
<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.		X	X	
<i>Cladonia pyxidata</i> ssp. chlorophaea (Sommerf.) V. Wirth		X		
<i>Cladonia pyxidata</i> ssp. pyxidata		X	X	

Art	Rote Liste BRD	Management-Flächen	Prozessschutz-Flächen	Alter Wald
<i>Cladonia squamosa</i> (Scop.) Hoffm. var. <i>squamosa</i>		X	X	X
<i>Cladonia squamosa</i> var. <i>subsquamosa</i> (Nyl. ex Leighton) Vainio		X		
<i>Cladonia sulphurina</i> (Michaux) Fr.	3		X	X
<i>Cyphelium inquinans</i> (Sm.) Trevisan	2		X	
<i>Cyphelium karelicum</i> (Vainio) Räsänen	1			X
<i>Dimerella lutea</i> (Dickson) Trevisan	1			X
<i>Dimerella pineti</i> (Ach.) Vezda		X	X	X
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.			X	X
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	3	X	X	X
<i>Gyalecta flotowii</i> Körber	1		X	
<i>Gyalecta ulmi</i> (Sw.) Zahlbr.	1		X	
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach. ex Lilj.) Choisy		X	X	
<i>Hypogymnia austerodes</i> (Nyl.) Räsänen			X	
<i>Hypogymnia bitteri</i> (Lynge) Ahti			X	
<i>Hypogymnia farinacea</i> Zopf	3	X	X	X
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.		X	X	X
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Hav.		X	X	X
<i>Hypogymnia vittata</i> (Ach.) Parr.	3		X	
<i>Icmadophila ericetorum</i> (L.) Zahlbr.	2	X	X	
<i>Imshaugia aleurites</i> (Ach.) S.F.Meyer	3	X	X	
<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Körber	2		X	X
<i>Lecanora albella</i> (Pers.) Ach.	2		X	
<i>Lecanora argentata</i> (Ach.) Malme	2	X	X	
<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vainio	3	X	X	X
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Cromb.		X	X	
<i>Lecanora expallens</i> Ach.		X	X	
<i>Lecanora intumescens</i> (Rebent.) Rabenh.	2		X	X
<i>Lecanora subintricata</i> (Nyl.) Th.Fr.			X	
<i>Lecanora symmicta</i> var. <i>symmicta</i>			X	
<i>Lecanora varia</i> (Hoffm.) Ach.	2		X	
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) Choisy	3		X	
<i>Lepraria incana</i> agg.		X	X	X
<i>Loxospora cismonica</i> (Beltram.) Haf.	2			X
<i>Loxospora elatina</i> (Ach.) Massal.			X	X
<i>Menegazzia terebrata</i> (Hoffm.) Massal.	2			X
<i>Micarea cinerea</i> (Schaerer) Hedl.	2			X
<i>Micarea denigrata</i> (Fr.) Hedl.			X	
<i>Micarea prasina</i> Fr.				X
<i>Microcalicium disseminatum</i> (Ach.) Vainio ¹	3			X
<i>Mycobilimbia sphaeroides</i> (Dickson)	1			X
<i>Mycoblastus fucatus</i> (Stirton) Zahlbr.		X		X
<i>Mycoblastus sanguinarius</i> (L.) Norman	3	X	X	X
<i>Mycocalicium subtile</i> (Pers.) Szat. ²	2	X	X	X
<i>Nephroma resupinatum</i> (L.) Ach.	2		X	
<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold	3	X	X	X
<i>Ochrolechia arborea</i> (Kreyer) Almborn	3			X
<i>Ochrolechia pallescens</i> (L.) Massal.	1		X	X

Art	Rote Liste BRD	Management-Flächen	Prozessschutz-Flächen	Alter Wald
<i>Ochrolechia turneri</i> (Sm.) Hasselr.	3		X	
<i>Opegrapha atra</i> Pers.	3	X	X	X
<i>Opegrapha varia</i> Pers. var. <i>varia</i>	2		X	
<i>Opegrapha vermicellifera</i> (Kunze) Laundon	3			X
<i>Opegrapha viridis</i> (Pers. ex Ach.) Behlen & Desberger	2		X	
<i>Parmelia acetabulum</i> (Necker) Duby	3			X
<i>Parmelia glabratula</i> (Lamy) Nyl.		X		X
<i>Parmelia glabratula</i> ssp. <i>fuliginosa</i> (Fr. ex Duby) Laundon		X		
<i>Parmelia glabratula</i> ssp. <i>glabratula</i>			X	X
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.			X	X
<i>Parmelia subaurifera</i> Nyl.	2		X	
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor		X	X	X
<i>Parmelia tiliacea</i> (Hoffm.) Ach.	3		X	
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.		X	X	X
<i>Parmeliopsis hyperopta</i> (Ach.) Arnold		X	X	X
<i>Peltigera horizontalis</i> (Hudson) Baumg.	3		X	
<i>Pertusaria albescens</i> (Hudson) Choisy & Werner	3	X	X	X
<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl.	3	X	X	X
<i>Pertusaria hemisphaerica</i> (Flörke) Erichsen	2			X
<i>Pertusaria leioplaca</i> DC.	3			X
<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.			X	X
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg		X	X	
<i>Phlyctis argena</i> (Sprengel) Flotow		X	X	X
<i>Physconia perisidiosa</i> (Erichsen) Moberg	3			X
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W.Culb. & C.Culb.		X	X	X
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf		X	X	X
<i>Pyrenula nitida</i> (Weigel) Ach.	2		X	X
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	3		X	X
<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.	2			X
<i>Ramalina fraxinea</i> (L.) Ach.	2			X
<i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach.	2		X	X
<i>Sclerophora peronella</i> (Ach.) Tibell	1			X
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i> (Graewe ex Stenham.) Vezda			X	
<i>Sphinctrina anglica</i> Nyl. ¹	1			X
<i>Sphinctrina tubiformis</i> Massal. ¹	0			X
<i>Sphinctrina turbinata</i> (Pers.: Fr.) De Not. ¹	1		X	X
<i>Thelotrema lepadinum</i> (Ach.) Ach.	2			X
<i>Usnea filipendula</i> Stirton	2	X	X	X
<i>Usnea florida</i> (L.) Weber ex Wigg.	1		X	X
<i>Usnea hirta</i> (L.) Weber ex Wigg.	3	X	X	
<i>Usnea subfloridana</i> Stirton	2		X	X
<i>Vulpicida pinastri</i> (Scop.) J.-E.Mattson & Lai	3	X	X	
<i>Xylographa parallela</i> (Ach.) Behlen & Desberger	3		X	

Ökologische Analyse der Molluskenfauna im Nationalpark Bayerischer Wald

Ecological analysis of molluscs in the Bavarian Forest National Park

Anna Rieger, Gisela Schmidberger, Veronika Stelz, Jörg Müller & Christian Strätz

Abstract

As part of the BIOKLIM Project, data was obtained for various groups of animals and plants, as well as for environmental factors. The following analysis concerns only the molluscs (Gastropoda, Bivalvia). Altitude, stand age, magnesium and pH values of soil were identified as main influencing variables for abundance of individuals, using quasi-Poisson models. The parameter “number of plant species” (VegRich) and management type also affect the species number. Individual species are influenced by very different factors, resulting partly from their highly specialized habitat requirements, so that their abundance can not always be described directly in terms of the measured and collated influencing variables. The mollusc-assemblages are determined most of all by altitude above sea level, temperature and light conditions (openness of canopy), as demonstrated using several different methods of statistical analysis.

Keywords: molluscs, species number, mollusc-assemblages, quasi-Poisson models, DCA, NMDS

Zusammenfassung

Im Rahmen des BIOKLIM-Projekts wurden im Nationalpark Bayerischer Wald Daten zu verschiedenen Tier- und Pflanzenarten sowie Umweltfaktoren erhoben. Die folgende Auswertung beschränkt sich auf die Weichtiere (*Gastropoda*, *Bivalvia*). Ziel war es, herauszufinden, welche Umweltfaktoren die Arten- und Individuenanzahlen beeinflussen, was die Lebensgemeinschaften steuert und welche Parameter sich auf ausgewählte Einzelarten auswirken. In Quasi-Poisson-Modellen haben sich als Einflussgrößen für die Individuenanzahl Höhe, Alter, Magnesium und pH-Wert feststellen lassen. Auf die Artenanzahl wirkte sich der Vegetationsreichtum, die Höhe und der Managementtyp aus. Die Einzelarten werden von sehr unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. Die Lebensgemeinschaften werden vor allem von der Höhe über dem Meeresspiegel, der Temperatur und dem Auflichtungsgrad bestimmt, was sich in verschiedenen Ordinationsverfahren gezeigt hat.

Stichwörter: Mollusken, Artenanzahl, Lebensgemeinschaften von Mollusken, Quasi-Poisson-Modelle, DCA, NMDS

1 Einleitung

1.1 Molluskenfauna des Bayerischen Waldes

Das Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald wurde insbesondere von Ludwig Hässlein sehr intensiv durchforstet. In seiner Arbeit über „Die Molluskengesellschaften

des Bayerischen Waldes und des angrenzenden Donautales“ (HÄSSLEIN 1966), in der auch alle Funde früherer Autoren (u. a. CLESSIN, THIEM, BÜTTNER, JAECKEL) berücksichtigt wurden, sind bereits 54 Molluskenarten aus dem Gebiet bekannt. Damit wurde die noch von CLESSIN (1877) vertretene Auffassung, dass die Malakofauna des Bayerischen Waldes vor allem durch ihre Artenarmut gekennzeichnet sei, klar widerlegt.

Nach mehreren Jahrzehnten des Stillstandes erfolgten erst in jüngster Zeit wieder umfangreichere Bearbeitungen durch HLAVAC (2004, unveröff.) und STRÄTZ (2008, unveröff.), so dass derzeit Informationen von mehr als 200 gut untersuchten Fundgebieten aus dem Nationalpark vorliegen. Den beiden Bearbeitern gelangen zahlreiche Neufunde für das Nationalparkgebiet, so dass die Gesamtartenzahl der Mollusken (*Gastropoda*, *Bivalvia*) heute mit 77 Arten angegeben werden kann. Vergleichswerte liegen auch für den gesamten Naturraum „Hinterer Bayerischer Wald“ vor: 97 Arten an 250 Fundorten (STRÄTZ 2008, unveröff.).

Innerhalb des Nationalparks dominieren mit 52 Arten die landlebenden Gehäuseschnecken das Artenspektrum recht deutlich, darunter 4 Arten der so genannten Halbnacktschnecken aus der Gruppe der *Vitrinidae* (*Semilimax kotulae*, *S. semilimax*, *Eucobresia diaphana*, *Vitrina pellucida*), die ein sehr stark reduziertes Gehäuse aufweisen. Sehr gut vertreten ist, mit immerhin 18 Arten, auch die Gruppe der Nacktschnecken. Naturgemäß weisen in den entsprechenden Höhenlagen die Wasserschnecken (3 Arten) und Muscheln (Gattung *Pisidium*: 4 Arten) nur geringe Artenzahlen auf. Prinzipiell sind unter den vorherrschenden bodensauren Bedingungen (basenarme Ausgangsgesteine) insbesondere diejenigen Arten im Vorteil, die nur geringe Ansprüche hinsichtlich der Versorgung mit Calcium stellen, das für den Aufbau der Kalkgehäuse essenziell ist. In den Höhenlagen wird deshalb die Biomasse zu mehr als 90 % von Nackt- und Halbnacktschnecken aufgebaut. Gehäuseschnecken mit dickeren bzw. größeren Gehäusen finden sich vorwiegend im Bereich von Sonderstandorten (Quellsümpfe, Wegränder, alte aufgelassene Siedlungsbereiche – Wüstungen).

Malakologische „Highlights“ im Nationalpark Bayerischer Wald sind die bereits seit HÄSSLEIN (1966) bekannten Bergwaldarten Nördliche Kastanienbraune Schließmundschnecke (*Macrogaster badia crispulata*), Genabelte Maskenschnecke (*Causa holosericea*), Braune Schüsselschnecke (*Discus ruderatus*), Weiße Streifenglanzschnecke (*Nesovitrea petronella*) und Alpen-Windelschnecke (*Vertigo alpestris*). Diese alpin-karpatisch bzw. boreo-alpin verbreiteten Arten besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Bayern in den Alpen. Nördlich der Donau sind die Vorkommen auf das Ostbayerische Grundgebirge und die höheren Lagen von Rhön und Frankenalb beschränkt (STRÄTZ, 2005). Während die genannten Arten innerhalb des Nationalparkgebietes noch regelmäßig

nachgewiesen werden können, dünnen die Bestände nach Norden hin sehr stark aus. Aus dem Gebiet zwischen Oberpfälzer Wald und Frankenwald sind nur noch einzelne Reliktvorkommen der genannten Arten bekannt.

Auch in jüngster Zeit gelangen aus zoogeografischer und auch aus naturschutzfachlicher Sicht bemerkenswerte Neufunde wie z. B. Arktische Windelschnecke (*Vertigo modesta arctica*; erster Fund der Art in Bayern außerhalb der Alpen durch HLAVAC (2004, unveröff.), Berg-Schneigel (*Deroceras rodnae*) und Glatte Mulmnapf (*Platyla polita*).

Im Jahr 2006 kamen weitere Arten wie Alpen-Wegschnecke (*Arion alpinus*), Moor-Wegschnecke (*Arion brunneus*) und Alpen-Schlammuschnecke (*Radix labiata*) hinzu (STRÄTZ 2008, unveröff.). Im Jahr 2007 folgten zunächst Erstnachweise einiger Wärme liebender Arten, die von früheren Autoren nur aus den tieferen Lagen des Bayerischen Waldes beschrieben wurden wie die Hain-Bänderschnecke (*Cepaea nemoralis*) und die Gemeine Schließmundschnecke (*Balea biplicata biplicata*), von denen mittlerweile jeweils mehrere Fundgebiete an der südlichen Nationalparkgrenze bekannt sind (STRÄTZ 2008, unveröff.). Weiterhin traten Kulturfolger wie Hammerschneigel (*Deroceras sturany*), aber auch typische Bergwaldarten wie die Schatten-Laubschnecke (*Urticicola umbrosus*) erstmals in den Artenlisten auf (STRÄTZ 2008, unveröff.).

Besonders bemerkenswert ist im Nationalpark das ungemein häufige Vorkommen der Berg-Glasschnecke (*Semilimax kotulae*), die im Bereich der unteren Gebietsgrenze um 650 m vereinzelt auftritt, um dann in den Höhenlagen zur vorherrschenden Art zu werden (MÜLLER et al. 2009).

Relativ häufig kommt die für die Ostbayerischen Grenzgebirge typische Kleine Gefälte Schließmundschnecke (*Macrogaster plicatula nana*) vor. Gleiches gilt für die Kleine Scharfgerippte Schließmundschnecke (*Clausilia cruciata cruciata*), die sich recht deutlich von den in den Alpen vorkommenden Kleinformen und der größeren *Clausilia cruciata cuspidata* unterscheidet (STRÄTZ & KITTEL 2008).

Die von HÄSSLEIN (1966) beschriebenen Vorkommen der Nördlichen Kastanienbraunen Schließmundschnecke (*Macrogaster badia crispulata*) lassen sich zwar aktuell meist noch bestätigen und es wurden sogar einige neue Vorkommen dieser ost-alpin verbreiteten Art entdeckt. In den Waldbeständen kommt die Art jedoch nur noch in sehr geringer Dichte und hier ausnahmslos an liegendem Starktotholz vor. Es ist anzunehmen, dass die Bestände durch die Einwirkung des Sauren Regens in den 1970–80er Jahren starke Bestandseinbußen erlitten haben. Im Bereich von Sekundär- und Sonderstandorten (Brückenteiler, Mauerreste im Bereich der Klausen, Wehranlagen etc.) ist diese Schließmundschneckenart, die in Bayern nur im Gebiet des Bayerischen Waldes (HÄSSLEIN 1966) sowie der Berchtesgadener (MURR & ROYER 1931) und der Allgäuer Alpen (GEYER 1927) bekannt ist, aber noch in größerer Individuenzahl nachzuweisen, weil hier Kalkmörtel in den Mauerfugen die Auswirkungen des Säureeintrages abpuffern konnte.

1.2 Problemstellung

Durch die intensive Veränderung der Naturlandschaft durch den modernen Menschen, fehlt uns heute häufig ein tieferes Verständnis für natürliche Prozesse ohne direkte menschliche Einflussnahme. Daher wird als ein zentrales Ziel von Nationalparks die Erforschung dieser ungestörten Entwicklungen gesehen. Der Nationalpark Bayerischer Wald hat

aus mehreren Gründen für dieses Forschungsfeld eine hohe Bedeutung. Zum einen sind durch natürliche Dynamiken (Windwurf, Buchdrucker) in nur wenigen Jahren aus ehemaligen Wirtschaftswäldern strukturreiche Prozessschutzflächen entstanden. Zum anderen finden sich auch weiterhin noch gemanagte Waldflächen mit dem Charakter von Wirtschaftswäldern. Zusätzlich sind innerhalb des Parks auch noch Reste von Urwaldbeständen vorhanden. Zusammen mit dem Temperaturgradienten finden sich hiermit ideale Bedingungen um die Einflussgrößen auf Artenzusammensetzung und die Habitatpräferenzen von Landmolluskenbeständen in einem Bergwaldökosystem zu untersuchen. In dieser Arbeit wird dargestellt, wie sich diese Umweltfaktoren auf die Biodiversität der Schnecken auswirken. Insbesondere war von Interesse, welche Umweltfaktoren die Arten- und Individuenzahl beeinflussen, welche Variablen sich auf ausgewählte Einzelarten auswirken und was die Molluskenbestände steuert.

2 Methodik

2.1 Datenerfassung

Die vorliegende Arbeit wurde auf Probeflächen des BIOKLIM-Projekts durchgeführt. Dabei wurden insgesamt 113 Probekreise ausgewählt. Auf diesen wurden die Anzahl der Weichtiere (Individuenanzahl) und die jeweils auftretenden Arten (Artenzahl) durch zeitnormierte Handaufsammlungen à 30 Minuten Dauer erfasst. Gesammelt wurde an liegendem und stehendem Totholz, an der Rinde lebender Bäume und an Fruchtkörpern von Pilzen. Im Bereich der Quellfluren wurden auch die in der Krautschicht aufsteigenden Arten (*Petasina edentula*) und die in Moospolstern (*Vertigo substriata*) oder in nasser Erde (*Pisidium casertanum*) lebenden Arten gesammelt. Die Bearbeitung erfolgte von Anfang Juli bis Mitte Oktober bei jeweils warmer Witterung nach Regenfällen. Bestimmungskritische Arten wurden in 80 %igem Alkohol konserviert. Die Bestimmung im Labor (Binokular) erfolgte in der Regel nach Schalenmerkmalen. Bei den Bernsteinschnecken (*Succineidae*), Glanzschnecken (Gattung: *Aegopinella* sp.), Glasschnecken (*Vitrinidae*), Wegschnecken (*Arionidae*) und Schneigel (Gattung: *Deroceras* sp.) wurden zusätzlich genitalmorphologische Merkmale für die Bestimmung herangezogen. Die Determination erfolgte unter Verwendung folgender Arbeiten: EHRMANN (1933), ZEISSLER (1971), KERNEY et al. (1983), FALKNER (1990), REISCHÜTZ (1999), GLÖER (2002) und GLÖER & MEIER-BROOK (2003). Die Nomenklatur richtet sich nach FALKNER et al. (2001). Belegmaterial wurde in der Sammlung der Nationalparkverwaltung (Grafenau) und der Sammlung des Bearbeiters (C. STRÄTZ, Bayreuth) hinterlegt.

Auf den Probekreisen wurden zusätzlich Daten von 26 Umweltparametern erfasst, beispielsweise Lufttemperatur im Jahresmittel, Höhe über dem Meeresspiegel oder verschiedene physikalisch-chemische Eigenschaften des Bodenkörpers, gemessen in der Humusaufgabe.

Eine detaillierte Beschreibung zur Erfassung der biotischen und abiotischen Faktoren findet sich in BÄSSLER et al. (2008). Im Folgenden findet sich eine zusammenfassende Tabelle.

Aufgrund früherer Analysen ist bekannt, dass sich der Vegetationstyp von Buchen-Mischwäldern zu Fichten-Hochlagenwäldern bei einer Höhe von 1.150 m über dem Meeresspiegel ändert (BÄSSLER et al. 2008). Zusätzlich lassen sich Nationalpark-historisch noch drei Managementtypen unterscheiden: Managementwälder werden auch heute noch bewirtschaftet um Borkenkäferentwicklungen einzudämmen. Sie zeichnen

Tab. 1: Umweltfaktoren und ihre Erfassung.

Tab. 1: Aquisition of the environmental factors as part of the BIOKLIM project.

Name	Methode	Min	Max	Bemerkungen
Managementtyp: Management, Pro- zessschutzgebiet, Urwaldrelikt	Zonierungskarte Nationalpark			
Alter (a) des ältesten Baumes	Forsteinrichtungsinventur 2001	49	400	Alter des ältesten Baumes pro Probekreis
Meereshöhe (m)	GIS Model	655	1419,5	
Meereshöhe als Faktor > 1.150	Kategorisierung der met- rischen Höhenvariable			
Gesamtwasser- haushalt	Feuchte-Index nach Ewald (Ewald et al. 2000)	1,381	10	
Temperatur (°C)	GIS Model (ArcEgmo) 1980–2006	3,9	6,9	Lufttemperatur im Jahresmittel von
Globalstrahlung (kwh/m ²)	GIS Model (ArcEgmo) (1980–2007)	361	1109	Globalstrahlung von 1980–2007
Vegetationshöhe (m)	Airborne Laserscanning im 0,1 ha Probekreis	0,51	31,26	
Stehendes Totholz	Alle Objekte > 12 cm im 0,1 ha Probekreis	0	398,4	Erfassung im 0,1 ha Probekreis
Liegendes Totholz	Alle Objekte > 12 cm im 0,1 ha Probekreis	0	341,2	
Pilze (n)	Kartierung im 0,1 ha Probekreis	21	318	
Fels (%)	Vegetationsaufnahme im 200 m ² Probekreis	0	70	Anteil der Felsdeckung im Probekreis
Wasser (%)		0	30	Anteil der durch Wasser abgedeckten Bodenfläche
Moos (%)		0	70	
Gras (%)		0	97,5	
Kraut (%)	Vegetationsaufnahme im 200 m ² Probekreis	0	97	
Vegetationsreichtum (n)		0	39	Anzahl der Pflanzenarten im Probekreis
Laubbaum (%)		0	170	Laubbaumdeckung
Nadelbaum (%)		0	130	Nadelbaumdeckung
pH-Wert	Laboranalyse der Humusschicht	2,3	4,4	pH-Wert aus der Humusschicht
Calcium (µeq/g)		3,9	169,6	
Kalium (µeq/g)		2	14,8	
Magnesium (µeq/g)		2,3	35,5	
Kationenaustausch- kapazität (µeq/g)		92	262	
Individuen	Zeitstandardisierte Erfassung	7	96	Anzahl der Individuen pro Probekreis
Arten		3	27	Anzahl der gefundenen Arten pro Probekreis

sich durch geringe Totholzvorräte aus (vgl. Anhang, Abb. 1). Prozessschutzflächen stellen ehemalige Wirtschaftswälder dar, die durch Windwurf und Borkenkäfergradationen große Totholz mengen und Strukturreichtum in den letzten Jahrzehnten entwickelt haben (vgl. Anhang, Abb. 2). Als Urwaldreste werden Waldbestände mit Bäumen aus der Urwaldzeit bezeichnet. Diese weisen eine hohe Habitattradition auf (vgl. Anhang, Abb. 3). Damit ergibt sich ein fünfteiliger Datensatz, da bei einer Höhe über 1.150 m kein Managementtyp Urwaldrest existiert.

2.2 Auswertungen

2.2.1 Arten- und Individuenanzahlen

Um die Frage zu beantworten, welche Umweltfaktoren die Arten- und Individuenanzahlen beeinflussen, wurden Regressionsmodelle angepasst. Da es sich dabei um Zählgrößen handelt, erscheint ein Quasi-Poisson-Modell angemessen. Typischerweise nimmt man für Zählgrößen Poissonverteilung an (vgl. FAHRMEIR et al. 2007). Um der Überdispersion entgegenzuwirken, wird ein Quasi-Poisson-Ansatz verwendet. Als Linkfunktion dient der Log-Link, um sicherzustellen, dass die gefitteten Werte positiv sind (vgl. EVERITT & HOTHORN 2006).

Die Güte der Modelle wurde über eine Art Kreuzvalidierung bestimmt. Dazu wurde der Datensatz aufgeteilt in Lern- und Testdaten. Nach der Anpassung eines Modells mit Hilfe der Lerndaten werden die daraus resultierenden Schätzer verwendet, um für die Testdaten eine Vorhersage zu treffen. Als Gütemaß dient die mittlere quadratische Abweichung zwischen dieser Vorhersage und den beobachteten Werten der Testdaten.

Die Bestimmung der Einflussgrößen erfolgte durch eine Vorwärtsselektion. Nach der Berechnung des Interceptmodells und der einfaktorischen Modelle wurden beide mit Hilfe eines F-Tests miteinander verglichen. Da das Hauptaugenmerk auf der Fehlerreduktion lag, fiel die Entscheidung auf ein Signifikanzniveau von 0,1. Unter allen einfaktorischen Modellen, die einen signifikanten Unterschied zum Interceptmodell aufwiesen, wurde dasjenige gewählt, bei dem die mittlere quadratische Abweichung am geringsten war. Ebenso wurde in den weiteren Schritten verfahren, bis sich keine Reduzierung des Fehlers bei signifikantem F-Test mehr erreichen ließ.

2.2.2 Einzelarten

Eine ähnliche Methodik wurde auch für die Einzelartenmodelle verwendet. Da jedoch manche Arten recht selten gefunden wurden, erscheint eine Aufteilung in Lern- und Testdaten hier eher ungünstig, so dass für die Einzelarten die Modelle mit dem gesamten Datensatz geschätzt und eine Vorhersage für alle Daten getroffen wurde. Das Verfahren für die Modellwahl ist ansonsten äquivalent zur Modellwahl für die Arten- und Individuenanzahlen. Ebenso wurde auch hier die mittlere quadratische Abweichung als Gütemaß verwendet.

2.2.3 Molluskenbestände

Um die für die Mollusken relevanten Faktoren zu bestimmen wurden zwei Ordinationsverfahren gewählt. Um die Ähnlichkeit zwischen den einzelnen Probekreisen hinsichtlich der Artenspektren und der Häufigkeit des Auftretens der hier vorkommenden Arten zu prüfen, wurde eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) und eine nichtparametrische

multidimensionale Skalierung (NMDS) durchgeführt. Beide Verfahren sind gleichermaßen geeignet, Objekte graphisch im Koordinatensystem gemäß ihrer Ähnlichkeit darzustellen.

Die Korrespondenzanalyse verwendet dazu die Daten in Form einer Kreuztabelle, bei der die Zeilen und Spalten Arten und Probekreise repräsentieren. Anschließend werden die einzelnen Einträge der Kreuztabelle standardisiert (vgl. BACKHAUS 2003). Diese Standardisierung beruht dabei im Wesentlichen auf den Pearson-Residuen. Die so entstandene Matrix wird anschließend mit Hilfe einer Singulärwertzerlegung als Produkt von drei Matrizen dargestellt, je eine Matrix für die Zeilenelemente, bzw. die Spaltenelemente sowie eine Diagonalmatrix, welche als Einträge die Singulärwerte enthält.

Um Arten und Probekreise im selben Koordinatensystem darstellen zu können, wird anschließend eine Normalisierung bzw. Reskalierung durchgeführt. In der grafischen Darstellung liegen Probekreise, die bezüglich ihrer Artzusammensetzung und -häufigkeit ähnlich sind, nah beieinander. Je unähnlicher sie sich sind, desto größer ist ihr Abstand.

Allerdings ergibt sich in der Darstellung häufig ein Bogen, da höheren Dimensionen ein zu großes Gewicht zugeschrieben wird (vgl. LEYER & WESCHE 2007). Um diesem Problem entgegenzuwirken, wird mit Hilfe einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) eine erneute Reskalierung durchgeführt. Ein weiteres Problem bei Korrespondenzanalysen ist, dass seltene Arten ein relativ starkes Gewicht erhalten (vgl. LEYER & WESCHE 2007). Daher wurden schrittweise die jeweils seltensten Arten aus der Analyse ausgeschlossen, bis sich das Bild der DCA stabilisiert hat.

Die Umweltvariablen lassen sich in das Ordinationsdiagramm in Form von Pfeilen einzeichnen, welche die Richtung der stärksten Änderung einer Umweltvariablen wieder geben.

Dazu wird eine multiple Regression gerechnet, bei der die Koordinaten der Probekreise entlang der ersten beiden Achsen als Einflussgrößen für ein Regressionsmodell dienen, das die Pfeile der ersten und zweiten Achse liefert. Zielgröße ist die jeweilige Umweltvariable (vgl. LEYER & WESCHE 2007).

Die Darstellung der Probekreise im Raum kann auch mit dem Verfahren der nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) erreicht werden.

In einem ersten Schritt wird mit Hilfe der Bray-Curtis-Unähnlichkeit eine Distanzmatrix berechnet. Im Weiteren werden die Probekreise zunächst zufällig in einem Raum mit vorher bestimmter Dimension angeordnet und die Distanzen zwischen den einzelnen Punkten mit Hilfe des euklidischen Distanzmaßes berechnet.

Daraus lässt sich der Stresswert berechnen, welcher die Abweichung der zufälligen Anordnung von den ursprünglichen Distanzen misst.

Um diese Abweichung zu minimieren, wird die Anordnung der Probekreise zunächst verbessert, um dann erneut die Distanzen in der Anordnung bzw. den Stresswert zu berechnen. Das Verfahren endet, wenn sich der Stresswert nicht mehr wesentlich ändert (vgl. BACKHAUS et al. 2003).

Zunächst wird für jede Dimension mit jeweils 500 zufälligen Startkonfigurationen eine NMDS berechnet. Man wählt die Dimension, bei der die stärkste Abnahme des Stresswertes beobachtet werden kann (vgl. LEYER & WESCHE 2007).

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtartenliste

In den 113 weichtierkundlich untersuchten Probekreisen wurden 46 Arten nachgewiesen. Im Vergleich mit den aus dem Nationalparkgebiet insgesamt bekannten Molluskenarten (77 Arten) sind das 60 % des Gesamtartenspektrums. Für eine Reihe spezialisierter Arten, die innerhalb des Nationalparks Bayerischer Wald bisher nur sehr selten nachgewiesen wurden und für Arten, die nur im Bereich von Sonderstandorten (Quellen, Stillgewässer, Mauern, Siedlungsrandbereiche etc.) leben, war ein Auftreten innerhalb der Probekreise nicht zu erwarten. In der nachfolgenden Übersichtstabelle sind alle innerhalb von Probekreisen nachgewiesenen Arten aufgelistet.

3.2 Arten- und Individuenanzahlen

Insgesamt wurden zwischen drei und 27 Molluskenarten pro Probekreis gefunden. Der artenreichste Probekreis liegt im Managementtyp Urwaldrest. Im Prozessschutzgebiet wurden dagegen maximal 17 und im gemanagten Wald maximal 19 Arten aufgesammelt. Bei den Individuen verhält es sich ähnlich. Hier liegt die Anzahl der Individuen zwischen sieben und 96. Wiederum wurden die meisten Individuen im Urwaldrest gefunden, während es im gemanagten Wald maximal 68 waren. Im Prozessschutzgebiet liegen die Werte zwischen sieben und 90 Individuen.

Die genaue Verteilung der Daten lässt sich bei Betrachtung der Boxplots über die Individuenzahlen aufgeteilt nach dem Managementtyp erkennen (Abb. 1).

Die Breite der Boxen repräsentiert dabei die Anzahl der Probekreise in jedem Managementtyp. Der Managementtyp Urwaldrest war also mit deutlich weniger Probekreise vertreten, als die beiden anderen Typen. Wie man erkennen kann, sind die Boxen des gemanagten Waldes und des Prozessschutzgebiets sehr ähnlich. Die Box des Urwaldrestes dagegen hebt sich deutlich von den anderen beiden ab. Ihr Median ist fast doppelt so groß wie der der anderen Managementtypen.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für die Boxplots über die Artenanzahlen aufgeteilt nach Managementtyp.

Der optische Eindruck bestätigt sich auch, wenn man hier jeweils ein generalisiertes lineares Modell rechnet mit den Zielgrößen Individuenanzahl bzw. Artenanzahl. Bei gemanagtem Wald als Referenzkategorie hat der Urwaldrest

(keinerlei forstliche Eingriffe) einen signifikanten Einfluss, das Prozessschutzgebiet jedoch nicht.

Entgegen der Vermutung erscheint der Managementtyp aber nicht im Endmodell für die Individuenanzahlen. Dieses wird im Wesentlichen durch die Höhe (m ü. NN), das Alter des ältesten Baumes innerhalb des Probekreises, und Bodenkennwerte (Magnesium, pH-Wert) bestimmt. Bei Probekreisen über 1.150 m würde man demnach eine geringere Individuenanzahl erwarten als bei solchen, die unter 1.150 m liegen, wohingegen sich das höhere Bestandesalter und eine größere Menge von Basen (hier v.a. Magnesium) positiv auf die Anzahl der Mollusken auswirken.

Auch mit steigendem pH-Wert erhöht sich die erwartete Anzahl Individuen. Dieser Einfluss wird bis zu einem Wert von 3,5 stärker und nimmt dann wieder ab. Die Anzahl der gefundenen Arten wird dagegen unter anderem vom Managementtyp bestimmt. Dem Modell folgend erwartet man im Urwaldrest einen größeren Artenreichtum als im bewirtschafteten Wald bzw. im Prozessschutzgebiet. Auch eine höhere Diversität der Vegetation, ausgedrückt durch die „Anzahl der Pflanzenarten“ (VegRich in der Abb. 2), wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt der Weichtiere aus. Wie schon beim Modell für die Individuenanzahl erwartet man auch hier für eine niedrigere Höhenlage eine größere Anzahl an Molluskenarten.

3.3 Einzelarten

Es werden im Folgenden Modelle für fünf Einzelarten vorgestellt, die willkürlich ausgewählt wurden.

Im Untersuchungsgebiet wurde die Braune Wegschnecke (*Arion fuscus*) am häufigsten gefunden. Basierend auf neuen

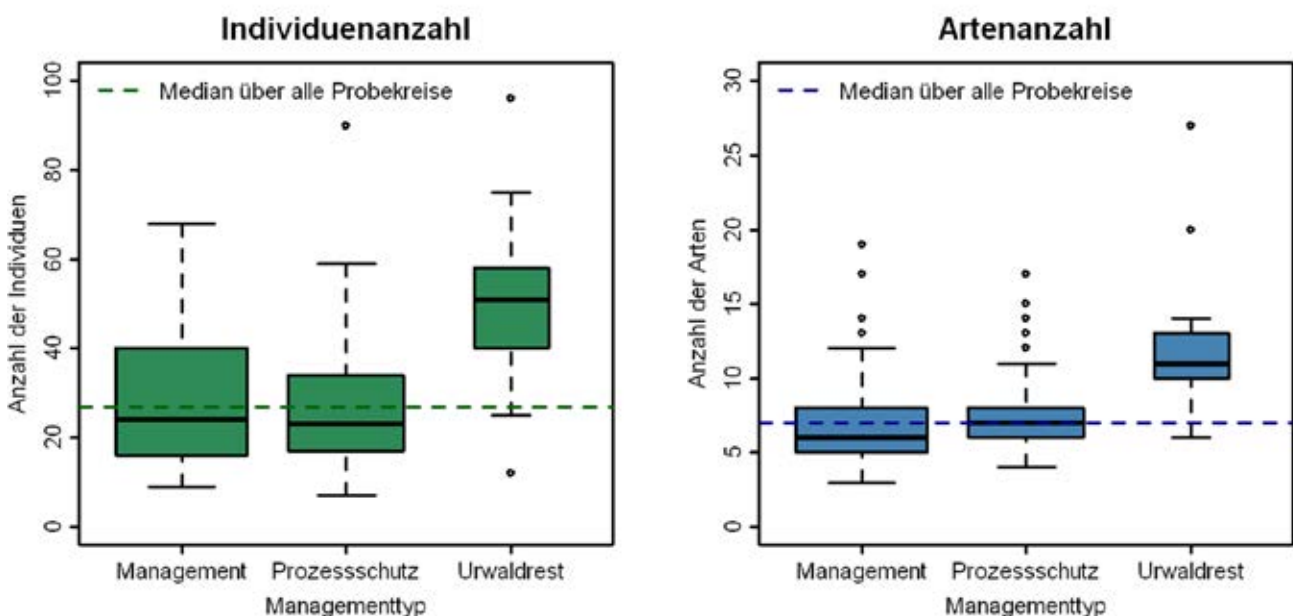


Abb. 1: Individuenanzahl bzw. Artenanzahl pro Probekreis.

Fig. 1: Number of individuals respectively species number per sampling plot.

Tab. 2: Liste der in Probekreisen nachgewiesenen Molluskenarten.**Tab. 2:** List of the detected molluscs species in the investigation area.

wissenschaftl. Artname	deutscher Artname	Ökol. S	Ökol. N	RLB	RLD	Indiv	Plots
Acanthinula aculeata	Stachelige Streuschncke	W		V		1	1
Aegopinella nitens	Weitmündige Glanzschnecke	W				1	1
Aegopinella pura	Kleine Glanzschnecke	W				16	14
Arianta arbustorum arbustorum	Baumschnecke	W	M			6	4
Arion alpinus	Alpen-Wegschnecke	W		3	3	50	23
Arion brunneus	Moor-Wegschnecke	Wh	H	2	2	45	31
Arion distinctus	Gemeine Gartenwegschnecke	O				1	1
Arion lusitanicus	Spanische Wegschnecke	M				33	9
Arion rufus	Rote Wegschnecke	M	W	3		10	10
Arion silvaticus	Wald-Wegschnecke	W	H			51	32
Arion fuscus	Braune Wegschnecke	W	M			1045	112
Balea perversa	Zahnlose Schließmundschnecke	Mf	W	2	3	1	1
Boettgerilla pallens	Wurmschneigel	W	Ot			2	2
Carychium tridentatum	Schlanke Zwerghornschncke	H	Mf			12	7
Causa holosericea	Genabelte Maskenschncke	W		3	3	5	2
Clausilia cruciata cruciata	Kleine Scharfgerippte Schließmundschnecke	W		3	V	23	9
Cochlicopa lubrica	Gemeine Glattschncke	H	M			2	2
Cochlodina laminata	Glatte Schließmundschnecke	W				35	20
Columella aspera	Rauhe Windelschncke	W		V		27	18
Columella edentula	Zahnlose Windelschncke	H		V		26	7
Deroceras laeve	Wasserschneigel	P				2	1
Deroceras reticulatum	Genetzte Ackerschnecke	M				2	2
Discus rotundatus	Gefleckte Knopfschncke	W	M			88	30
Discus ruderatus ruderatus	Braune Knopfschncke	W		2	2	50	27
Eucobresia diaphana	Ohrförmige Glasschncke	W	H			37	13
Euconulus fulvus	Helles Kegelchen	W	M			125	61
Isognomostoma isognomostomos	Maskenschncke	W				1	1
Lehmannia marginata	Baumschneigel	W				359	90
Limax cinereoniger	Schwarzer Schneigel	W				298	94
Macrogastra plicatula nana	Kleine Gefältnete Schließmundschnecke	W		3		2	2
Malacolimax tenellus	Pilzschneigel	W				512	79
Monachoides incarnatus	Inkarnatschncke	W				22	16
Nesovitrea hammonis	Streifenglantzchncke	W	M			58	40
Nesovitrea petronella	Weiße Streifenglantzchncke	H		2	3	7	3
Oxychilus cellarius	Keller-Glantzchncke	M				1	1
Petasina edentula liminifera	Bayerische Zahnlose Haarschncke	W	H	3		4	3
Pisidium casertanum	Gemeine Erbsenmuschel	F	Pp			35	7
Pisidium personatum	Quell-Erbsenmuschel	Q	I			2	1
Punctum pygmaeum	Punktschncke	M	W			48	24
Radix labiata	Alpen-Schlammchncke	F	L			10	1
Semilimax kotulae	Berg-Glasschncke	W		3	2	351	72
Semilimax semilimax	Weitmündige Glasschncke	W	H			74	28
Vertigo pusilla	Linksgewundene Windelschncke	W	Ws	3	V	2	1
Vertigo substriata	Gestreifte Windelschncke	W	H	3	3	5	3
Vitrea subrimata	Enggenabelte Kristallschncke	W		3	V	6	5
Vitrina pellucida	Kugelige Glasschncke	M				3	3

Ökol. S.: Ökologischer Schwerpunkt (nach FALKNER 1991, LOZEK 1964) – Erläuterung der Kürzel in der folgenden Tabelle

Ökol. N.: Ökologische Nebenvorkommen (nach FALKNER 1991, LOZEK 1964) – Erläuterung der Kürzel in der folgenden Tabelle

RLB: Rote Liste Bayern (FALKNER et al. 2003)

RLD: Rote Liste Deutschland (JUNGBLUTH & VON KNORRE 1995)

Kürzel	Ökologische Kennzeichnung (Schwerpunktverbreitung, Nebenvorkommen; nach Lozek 1964 und Falkner 1991)
W	Waldarten; ausschließlich an Waldstandorte gebunden
Wh	Feucht-, Sumpfwaldarten
Ws	Lichtwaldarten
Wt	subterranean lebende Waldarten
Wf	Arten felsreicher Waldbiotope
H	hygrophile Arten mit hohen Feuchteansprüchen; aber nicht an nasse Biotope gebunden
P	Sumpfarthen; in engster Nachbarschaft des Wassers; bei Wassermollusken: seichte pflanzenreiche Gewässer
Pp	Periodische Sümpfe (Wassermollusken)
M	mesophile Arten
O	Offenlandarten
Of	offene Felsbiotope verschiedener Art; nicht unbedingt xerotherm
Ot	im Offenland subterranean lebend
S	Steppenarten
Sf	Felssteppe
X	xerothermophile Offenlandarten
Mf	Arten mesophiler Felsstandorte
Q	Quell(bach)bewohner
L	Stillgewässerarten
F	Fließgewässerarten

taxonomischen Erkenntnissen zum *Arion subfuscus*-Komplex (PINCEEL et al. 2004, KOBIALKA & KAPPES 2008) und der anatomischen Untersuchung zahlreicher Tiere aus dem Nationalpark-Gebiet kann eine eindeutige Zuordnung zu *Arion fuscus* (MÜLLER 1774) vorgenommen werden. Die Schwesterart *Arion subfuscus* (DRAPARNAUD 1805) ist nach eigenen Untersuchungen in Bayern bisher nur aus dem äußersten Nordwesten bekannt. Sechsfundgebiete im Naturraum „Sandsteinspessart“: Rohrbrunn, Erlenfurt, Lengfurt, Altfeld, Gemünden, Kloster Schönau (STRÄTZ, unveröff. Funde 1995–2008). Ein weiterer Fund liegt mittlerweile aus dem Naturraum „Sandsteinodenwald“ bei Breitenbuch vor (KITTEL, unveröff. Fund 2009).

Auf das Auftreten der Braunen Wegschnecke (*A. fuscus*) wirkt sich sowohl ein großer Calciumvorrat, als auch ein geringer Auffichtungsgrad positiv aus. Negativ beeinflusst wird es dagegen von wärmeren Temperaturen und erhöhten Kaliumwerten.

Das Modell für die nach der Roten Liste Bayerns (FALKNER et al. 2003) stark gefährdete Braune Schüsselschnecke (*Discus ruderatus*) weist nur zwei Einflussvariablen auf: Felsanteil und Strahlung (bzw. nächtliche Ausstrahlung). Ein größerer Felsanteil und eine Auffichtung des Waldbestandes fördern das Auftreten von *Discus ruderatus*. Gegenüber der konkurrierenden *Discus rotundatus* ist *D. ruderatus* auf Standorten im Vorteil, die in der Vegetationsperiode nächtlich stark auskühlen (Ausstrahlung). Die auf ein ausgeglichenes Waldinnenklima angewiesene *D. rotundatus* meidet derartige Offenbereiche (Schachten) innerhalb des Bergwaldes.

Das Vorkommen des Baumschneegels wird durch einen für das Untersuchungsgebiet hohen pH-Wert, einen großen Felsanteil, dem Vorkommen von liegendem Totholz und der Gesamtvegetationshöhe begünstigt. Negativ wirken sich die Nadelbaum- und die Krautdeckung auf das Auftreten von *Lehmannia marginata* aus.

Die Gemeine Punktschnecke (*Punctum pygmaeum*) ist die kleinste europäische Landschnecke: Ihr Gehäuse ist nur ca.

1,5 mm breit. Sie ist häufiger vertreten in Probekreisen mit hohem Gesamtwasserhaushalt, hoher Globalstrahlung und großer Laubbaumdeckung. Der Urwaldrest hat im Vergleich zum bewirtschafteten Wald ebenfalls eine positive Wirkung auf die Individuenanzahl. Hingegen haben die Vegetationshöhe, die Grasdeckung und das liegende Totholz einen negativen Einfluss.

Für die Berg-Glasschnecke (*Semilimax kotulae*) ergeben sich je nach Höhenlage unterschiedliche Präferenzen. So bevorzugt *Semilimax kotulae* in höher gelegenen Gebieten Probekreise mit niedriger Globalstrahlung und geringer Nadelbaumdeckung. Unter 1.150 m verhält es sich umgekehrt. Ein ähnliches Bild ergibt sich für den Einfluss der Temperatur: Eine ansteigende Temperatur wirkt sich in höheren Lagen nicht so negativ auf *Semilimax kotulae* aus, wie unter 1.150 m. Auf gleiche Weise wirkt sich auch der Prozessschutz aus. Im Urwaldrest, der nur unter 1.150 m vorhanden ist, erwartet man eine höhere Anzahl dieser Art als im gemanagten Wald. Insgesamt kommt *Semilimax kotulae* häufiger über 1.150 m vor und eher in Probekreisen mit geringen Kaliumwerten in der Humusschicht. Die Berg-Glasschnecke ist nach der Roten Liste Bayern (FALKNER et al. 2003) gefährdet.

3.4 Molluskenbestände

3.4.1 Detrended Correspondence Analysis (DCA)

Die Punkte in der DCA (Abb. 2) repräsentieren die Probekreise, welche wie oben beschrieben gemäß ihrer Ähnlichkeit bezüglich der auftretenden Arten und deren Individuenzahlen angeordnet sind.

Die Probekreise unterscheiden sich entlang der ersten Achse, die einen Eigenwert von 0.3781 hat, durch ihre Höhenlage

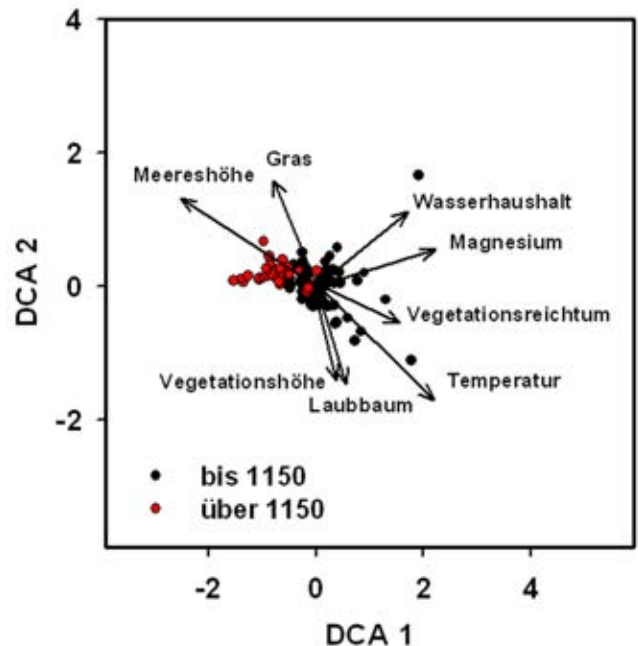


Abb. 2: Verteilung der Molluskenbestände in der Ebene aus 1. und 2. Achse einer DCA, gruppiert nach Höhenlage; mit Darstellung der Trends ausgewählter Umweltvariablen.

Fig. 2: Distribution of the sampling plots as a result of a DCA classified by altitude; trends of selected environmental factors are shown additionally.

ü. NN. Die Betrachtung der Pfeile für die Umweltvariablen bestätigt dieses. Allerdings sind hier nur Umweltfaktoren berücksichtigt, die nach einem Permutationstest auf einem Signifikanzniveau von 0,01 signifikant waren.

Es lässt sich erkennen, dass der Pfeil der Temperatur fast eine gegenläufige Fortsetzung des Pfeils für die Höhe ist, was sich durch die hohe negative Korrelation (-0,88) der Höhe mit der Temperatur erklären lässt. Somit werden die Molluskenbestände am stärksten durch die Höhe über NN und die Lufttemperatur beeinflusst.

Entlang der zweiten Achse mit einem Eigenwert von 0.1926 scheint vor allem die Vegetationshöhe und damit einhergehend der Laubbaumanteil und die Grasdeckung einen Einfluss auf die Mollusken zu haben.

Entfernt man schrittweise die seltensten Arten aus der Berechnung, so stabilisiert sich das Bild der DCA, wenn nur noch Arten berücksichtigt werden, die in mehr als zehn Probekreise vorkommen (Abb. 3). Auch dieses Bild zeigt einen deutlichen Einfluss der Höhe und der Temperatur entlang der ersten Achse. Die Vegetationshöhe, der Laubbaumanteil und die Grasdeckung wirken dagegen im Vergleich zur DCA mit allen Arten stärker entlang der ersten Achse, so dass die zweite Achse hauptsächlich durch den Gesamtwasserhaushalt (GWH) und die Krautdeckung bestimmt wird.

3.4.2 Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS)

Die Wahl der Dimensionen der NMDS fällt auf eine dreidimensionale Lösung, da die Anzahl der Dimensionen möglichst klein sein sollte und sich bei höherer Anzahl keine starke Verminderung des Stresswertes einstellt.

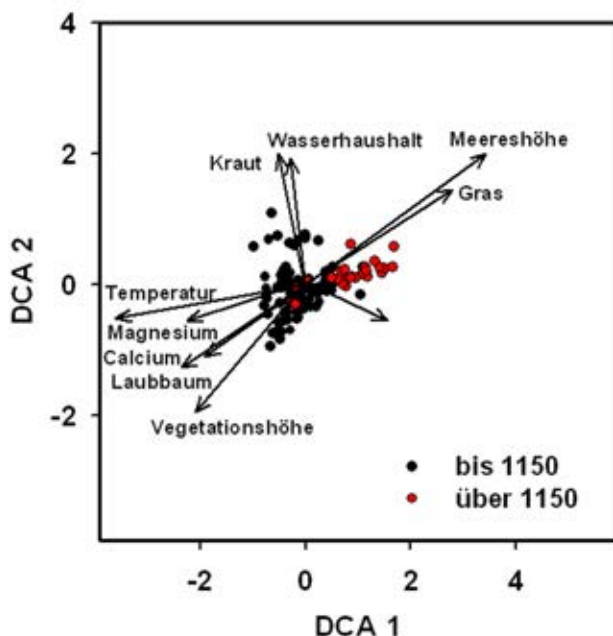


Abb. 3: Verteilung der Molluskenbestände in der Ebene aus 1. und 2. Achse einer DCA, mit Arten, die in mehr als 10 Probekreisen vorkommen, gruppiert nach Höhenlage; mit Darstellung der Trends ausgewählter Umweltvariablen.

Fig. 3: Distribution of the sampling plots as a result of a DCA, using only species found in more than 10 sampling plots, classified by altitude; trends of selected environmental factors are shown additionally.

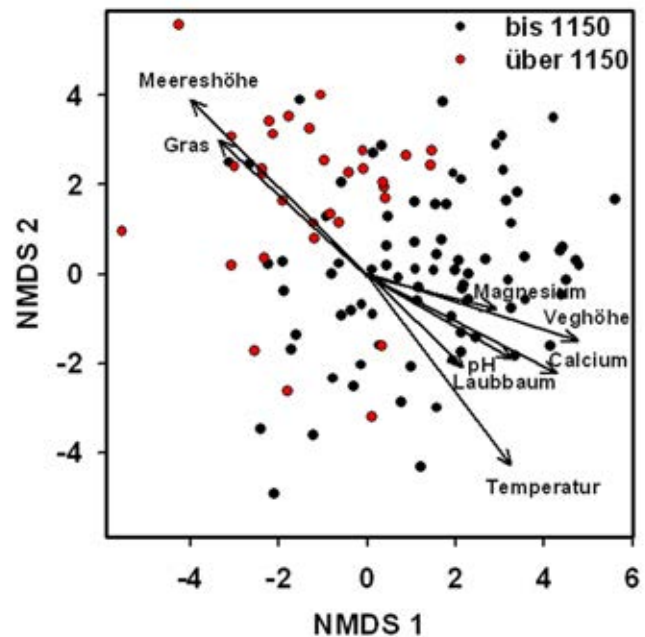


Abb. 4: Verteilung der Molluskenbestände in der Ebene aus 1. und 2. Achse einer Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung, gruppiert nach Höhenlage; mit Darstellung der Trends ausgewählter Umweltvariablen.

Fig. 4: Distribution of the sampling plots as a result of a NMDS classified by altitude; trends of selected environmental factors are shown additionally.

Das Ergebnis der NMDS zeigt noch einmal den starken Einfluss der Höhe. (Abb. 4)

Außerdem sind zwei Bereiche erkennbar. Die Probekreise links oben sind aufgrund ihrer geringen Vegetationshöhe (die Bäume eingeschlossen) eher licht, weisen deshalb eine starke Vergrasung auf und liegen über 1.150 m. Rechts unten dagegen ist die Laubbaumdeckung größer und somit die Vegetation dichter. Des Weiteren liegen diese Probekreise unter 1.150 m, wodurch auch die Temperatur ansteigt. Ebenso sind hier die Werte der Bodenchemiedaten (pH, Basen: Ca, Mg) höher, und damit günstiger für die meisten im Nationalpark vorkommenden Molluskenarten. Rechts unten werden somit die arten- und individuenreicheren Probekreise, links oben arten- und meist auch individuenärmere Bestände gruppiert.

4 Diskussion

Die in Abb. 1 dargestellten Arten- und Individuenzahlen der drei Managementtypen zeigen deutlich höhere Werte in den Probekreisen, die innerhalb von „Urwaldresten“ liegen. Dass sich die Managementtypen „Prozessschutz“ und „Management“ weitgehend entsprechen – die Medianwerte für Arten- und Individuenzahlen liegen in den Prozessschutzflächen nur minimal über den Werten der gemanagten Flächen – mag zunächst verwundern.

Bei den enormen Totholzvorräten der Prozessschutzflächen (Käferbefall, Windwurf) und der allgemein anerkannten positiven Auswirkung von Totholzstrukturen in Wäldern auf die Landschneckenfauna (MÜLLER et al. 2005, KAPPES 2005, STRÄTZ & MÜLLER 2006, BUSSLER et al. 2007) sollten eigentlich deutlichere Unterschiede bestehen. Der scheinbare Widerspruch lässt sich jedoch leicht aufklären, wenn die vor Ort herrschenden Verhältnisse bekannt sind.

Die Totholzvorräte der Prozessschutzflächen weisen ein relativ geringes Entwicklungsalter auf. Viele der Probekreise liegen in Totholzflächen, die erst seit wenigen bis maximal 15 Jahren durch Sturmwurf zum Liegen gekommen sind. Kambium zehrende Insektenarten und Pilze dringen bei der Fichte zwar schon ein bis zwei Jahre nach dem Windwurf ein. Die für die Mollusken so wichtigen Zersetzungsstadien (Z2–Z4 nach RAUH 1993) und Strukturen wie abgeplatze Rinde, Risse, Faulstellen, Fruchtkörper Holz zehrender Pilze, Moospolster, Feuchtmulm etc. konnten in den Prozessschutzflächen in der Regel noch nicht entstehen, da die meisten Totholzstämme „in der Luft hängen“. Erst wenn diese Mikado-artig verklebten Stämme ihre Spannkraft verloren und sich dem Bodenrelief flach angelegt haben, kann die für Molluskenfauna förderliche Zersetzung, Nährstoff- und Basenfreisetzung samt Humusbildung richtig in Gang kommen. Anders als bei vielen Totholz bewohnenden Käferarten erfolgt für Weichtiere, aber auch weitere xylobionte Insekten, Milben, Asseln oder Würmer – je nach Verrottungs- und Verpilzungsgeschwindigkeit – die Besiedlung erst nach 30 bis 50 Jahren (SCHERZINGER 1996).

In den Urwaldrelikten stehen Totholz-Stämme dagegen in großer Anzahl in den unterschiedlichsten, meist aber fortgeschrittenen Zersetzungsstadien kontinuierlich und „seit Urzeiten“ zur Verfügung. Für die an Totholz gebundenen Weichtiere bedeutet die ununterbrochene Verfügbarkeit entsprechender Requisiten und ökologischer Nischen, dass sich auch anspruchsvollere sowie seltener Arten in den Beständen erhalten und auch allgemein höhere Bestandsdichten der weit verbreiteten Arten entwickeln konnten. Diese Beobachtung steht im Einklang mit den aus den Naturwaldreservaten Bayerns vorliegenden Untersuchungen (STRÄTZ 1999, HELFER 2000, STRÄTZ 2005, STRÄTZ & MÜLLER 2008).

Die im Endmodell für die Individuenzahlen herausgearbeiteten Parameter Meereshöhe (negative Korrelation), Bestandesalter (positiv), Boden-Kennwerte in der Humusaufgabe wie verfügbare Basen und pH-Wert (jeweils positiv) finden ihre Bestätigung in der weichtierkundlichen Fachliteratur.

Hinweise auf den positiven Einfluss hoher pH-Werte und Basengehalte finden sich u. a. bei HORSÁK (2006), MARTIN & SOMMER (2004), TAPPERT (2002) und WÄREBORN (1970). Die Abnahme der Individuenzahlen mit zunehmender Höhe wird in mehreren Studien festgestellt, die in Mittelgebirgen Europas durchgeführt wurden (vgl. AUBRY et al. 2005, SULIKOWSKA-DROZD & HORSÁK 2007).

Hohe Artenzahlen werden nicht nur vom Managementtyp (Urwaldrest >> Prozessschutz ≈ Management) und der Höhenlage (negativ) sondern auch durch den Parameter „Diversität der Gefäßpflanzen der Krautschicht“ bestimmt. Eine reich entwickelte Krautschicht findet sich im Nationalparkgebiet gehäuft in den unteren bis mittleren Hanglagen im Bereich der Quellfluren (konkave Geländeformen). Hier werden die in den höheren Lagen ausgewaschenen und Hang abwärts transportierten Mineralien und Nährstoffe freigesetzt, von der Vegetation aufgenommen und im Nährstoffkreislauf (Blatfall, enges C/N-Verhältnis in der Laub- und Krautstreu, gute Mineralisationsbedingungen) gehalten. Es resultieren daraus eine vergleichsweise hohe Basenverfügbarkeit und hohe pH-Werte, die wiederum auch anspruchsvolleren Mollusken gute Lebensbedingungen bieten. Ein Teil der für die Quellfluren typischen Landschnecken lebt in der Krautschicht (*Columella edentula*, *Petasina edentula*, *Monachoides incarnatus*) oder steigt gelegentlich zur Nahrungsaufnahme in die z. T. recht hochwüchsigen Bestände von Weißer Pestwurz, Brennnessel,

Schachtelhalm und Seggen etc. auf. Die Krautschicht ist somit zusätzlich als Strukturelement und für einige Arten auch als direkte Nahrungsquelle von Bedeutung.

Bei den Einzelarten ist besonders das Modell für die Braune Schüsselschnecke (*Discus ruderatus*) diskussionswürdig, das den Einflussvariablen „Felsanteil“ und „Strahlung“ hohen Erklärungswert zuweist. *Discus ruderatus* gilt als sibirisch-boreo-alpin verbreitete Landschnecke und somit als eine relativ anspruchslose und kälteresistente Art. Sie war in pleistozänen Warmzeiten und gemäßigten Kaltzeiten, auch noch im älteren und mittleren Holozän, viel weiter als heute verbreitet (LOZEK 1964). Fossil findet sie sich in vielen Höhlensedimenten der Frankenalb und in holozänen Kalktufflagern der Kalkgebiete Bayerns, in denen die Art heute nicht mehr lebend nachgewiesen werden kann (HÄSSLEIN 1960, STRÄTZ 2005). *Discus ruderatus* hat die Waldgebiete der planaren, collinen und unteren montanen Stufe sukzessive bereits ab dem Atlantikum (vor 5.000–8.000 Jahren) geräumt. Dieser Rückzug dürfte sicherlich keine direkte Folge der sich verändernden Klimaverhältnisse (höhere Jahrestemperaturen bei steigender Feuchtigkeit) gewesen sein. Durch das Einwandern anspruchsvoller Waldarten (speziell: *Discus rotundatus*, *Discus perspectivus*) wurde *Discus ruderatus* auf klimatisch rauere Standorte abgedrängt und kommt in Bayern heute nur noch in den Hochlagen der Ostbayerischen Grenzgebirge sowie in den Alpen vor. Einige isolierte Fundstellen außerhalb dieses Verbreitungsgebietes lassen sich mit Ferntransport (Donautal; Ansiedlung durch Verdriftung lebender Tiere im Hochwassergenist; vgl. HÄSSLEIN 1939) oder ein relikthafes Überleben in Gebieten mit klimatischen Sonderbedingungen (Kaltluft produzierende Blockhalden am Nordrand der Frankenalb; Eislöcher im Veldesteiner Forst; vgl. HÄSSLEIN 1960) erklären.

Discus rotundatus und *D. ruderatus* stellen offenbar Ansprüche auf sehr ähnliche ökologische Nischen (unter Totholz, hinter Rinde) und schließen sich deshalb weitgehend aus. Dies trifft nach TURNER et al. (1998) in der Schweiz namentlich für mittlere Höhenlagen zu, wo beide Arten aus klimatischen Gründen koexistieren könnten. *Discus rotundatus* konnte bisher in 115 von 260 intensiv bearbeiteten Untersuchungsgebieten im Naturraum Hinterer Bayerischer Wald festgestellt werden, *Discus ruderatus* immerhin noch an 70 Fundorten. Ein gemeinsames Vorkommen ist nur aus 21 Fundbereichen belegt, aber hier schließen sich beide Arten in jedem Fall kleinräumlich aus. Noch nie wurden im Untersuchungsgebiet lebende Tiere beider Arten gemeinsam an einem Totholzstück festgestellt.

Das Artenpaar kann als Musterbeispiel für Konkurrenzeffekte bezeichnet werden, die eine Erklärung des Vorkommens an Hand von Umwelt- und Strukturparametern zusätzlich erschweren. Die beiden ermittelten positiven Haupteinflussfaktoren für *Discus ruderatus* – hoher Felsanteil und hohe Strahlung – lassen sich im Untersuchungsgebiet nur unter Berücksichtigung der bekannten Verbreitungsgebiete und Ansprüche der konkurrierenden Schwesterart interpretieren. Im Gebiet werden basenarm verwitternde Silikat-Felsformationen und blockreiche (kühlfeuchte) Standorte von der anspruchsvollen *Discus rotundatus* strikt gemieden. Die ökologische Nische hinter der abgeplatzten Rinde absterbender Altbäume oder unter liegendem Totholz innerhalb dieser Sonderstandorte ist also frei für *Discus ruderatus*.

Der zweite Verbreitungsschwerpunkt von *Discus ruderatus* im Nationalpark sind die einzeln stehende Baumriesen (v. a. Bergahorn) und abgestorbenen, meist umgestürzten

Baumleichen inmitten der „Schachten“ und sowie Randbereiche von Moorflächen in Kaltluftsenken. Die Schachten wurden noch im letzten Jahrhundert als Weidegebiete genutzt; die Ahorne dienten als Hutebäume für das Vieh. Als die einzigen größeren waldfreien Gebiete innerhalb der Naturparkgrenzen stellen die Schachten Offenland mit entsprechend hohen Einstrahlungswerten in Höhenlagen zwischen 1.000 und 1.250 m dar. Für das erfolgreiche Überdauern von *Discus ruderatus* an diesen Standorten dürften nicht die höheren (im Vergleich zu Waldstandorten) Strahlungswerte maßgeblich sein, eher schon die höhere nächtliche Ausstrahlung und die damit verbundenen Effekte:

Das Klima der Schachten ist besonders im Winter sehr rau. Durch die Höhenlage von 1.000–1.250 m liegt die Jahresdurchschnittstemperatur auf vielen Schachten nur bei ca. 3–4 °C. Der Jahresniederschlag (Regen, Schnee, Reif und Tau) überschreitet oft 2.000 mm und der Winter beginnt auf den Schachten oft schon im Oktober. Im Hochwinter sind Schneehöhen über 2–3 m normal. Die letzten Schneereste tauen dann oft erst Ende Mai ab. Die verkürzte Vegetationsperiode begünstigt offenbar *Discus ruderatus*, die auch in den Randbereichen der Mooregebiete (Kaltluftsenken, nasse Bedingungen) Konkurrenzvorteile gegenüber der anspruchsvollen Schwesterart *Discus rotundatus* besitzt.

Die Interpretation der Befunde für den Baumschneigel (*Lehmannia marginata*) ist für den Weichtierkundler einfach, da selbst erklärend: Versteckreiche Felsen und hohe Bäume mit glatter Rinde (Parameter Gesamtvegetationshöhe) stellen die Vorzugshabitats adulter Baumschneigel dar, während sich die Eier und Jungschnecken meist unter bzw. an liegendem Totholz oder hinter abgeplatzter Rinde von stehendem Totholz entwickeln. Der hohe pH-Wert im Bereich der Vorkommen weist nur in Richtung der hohen Totholzmengen (MÜLLER et al. 2005) und hat nichts mit einer Bevorzugung oder gar Abhängigkeit der Art von höheren pH-Werten zu tun. Im Gegenteil, der Baumschneigel gilt, wie auch andere Nacktschnecken, als säuretolerante Art (TAPPERT 2002). Die negative Korrelation zum Parameter „Nadelbaumdeckung“ ist plausibel und lässt sich mit der speziellen Ernährungsweise des Baumschneigels erklären. Die Art steigt bei Regenwetter bevorzugt an den Stämmen glattrindiger Laubbäume (im Gebiet v. a. Buche; aber auch Hainbuche, Esche und Erle) auf, um nur dort wachsende Flechten, Pilz-, Algen- und Bakterienüberzüge abzuweiden (HÄSSLER 1960, FALKNER 1990). Die raue Borke von Tannen und Fichten wird strikt gemieden. In reinen Fichtenbeständen findet die Art keine zusagenden Ernährungsbedingungen vor.

Auch die Verbreitung der Berg-Glasschnecke (*Semilimax kotulae*) wird durch das Modell recht gut erklärt. Als karpatisch-alpine Art entsprechen das bevorzugte Vorkommen oberhalb von 1.150 m und die Meidung hoher Temperaturen den Erwartungswerten. In bemerkenswerter Weise wird durch die Anwendung des Modells auch der zweite Verbreitungsschwerpunkt der Art in den tieferen Lagen des Nationalparks erklärt, der eine Umkehrung des Verhaltens auf normalen Hangstandorten darstellt: Die Berg-Glasschnecke wurde an ihrer unteren Verbreitungsgrenze in einigen Fällen durchaus in hoher Dichte auf Sonderstandorten nachgewiesen. Im Bereich der südlichen Nationalparkgrenze bestehen einige Moorstandorte, die gegenüber den umgebenden Hangwäldern deutlich kühlere, feuchtere und nährstoffärmere Bedingungen aufweisen. Hier ist die Berg-Glasschnecke gegenüber den in den Hangwäldern der entsprechenden Höhenstufe vorherrschenden Glasschneckenarten (*Eucobresia diaphana*, *Semilimax semilimax*) in der Konkurrenz deutlich überlegen.

Diese Moorstandorte lassen sich mit dem betreffenden Parameter Temperatur (negativ) und Kalium (negativ) recht gut in Einklang bringen:

Die Jahrestemperaturen sind in den Kaltluftsenken der Moorstandorte niedriger als auf den angrenzenden Hangstandorten; Moore gelten nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2001) als Mangelstandorte für das Element Kalium.

5 Zusammenfassung

Der Urwaldrest unterscheidet sich signifikant vom gemanagten Wald und dem Prozessschutzgebiet, wobei Probekreise im alten Wald durchschnittlich individuen- und artenreicher waren. Allerdings gab es deutlich weniger Probekreise in dieser Kategorie als in den beiden anderen Managementtypen.

Auf die Gesamtindividuenanzahl haben pH-Wert, ein erhöhtes Vegetationsalter und höherer Magnesiumgehalt einen positiven Einfluss, über 1.150 m nehmen die Individuenanzahlen dagegen ab. Der Einfluss des pH-Werts steigt von pH 2,3 bis zu einem Wert von 3,5 stark an und schwächt sich dann bis zum maximal festgestellten Wert von pH 4,4 allmählich ab.

Wie oben bereits erwähnt, lagen die artenreichsten Probekreise im Urwaldrest. Im Prozessschutzgebiet werden nur geringfügig mehr Arten erwartet als im Managementgebiet. Ebenfalls positiv wirkt sich die Diversität bei den Pflanzen (VegRich: Anzahl der im Probekreis festgestellten Pflanzenarten) und eine Höhe unter 1.150 m aus.

Die einzelnen betrachteten Arten dagegen werden von sehr verschiedenen Umweltfaktoren wie Globalstrahlung oder Vegetationshöhe beeinflusst.

Mit Hilfe der Detrended Correspondence Analysis und der nichtparametrischen multidimensionalen Skalierung lässt sich erkennen, dass die metrisch gemessene Höhe über dem Meeresspiegel, der Auflichtungsgrad (geringe Baumdeckung; Ausbildung einer Grasdecke) (jeweils negativ), die mittlere Jahreslufttemperatur, die Vegetationshöhe und der Gehalt an Calcium in der Humusschicht (jeweils positiv) die stärkste Wirkung auf die Molluskenbestände haben dürften.

Dank

Für die fachliche Unterstützung bei den statistischen Auswertungen bedanken wir uns recht herzlich bei Prof. Dr. T. Hothorn.

Literatur

- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLNKE, W., WEIBER, R. (2003): Multivariate Analysemethoden: 10. Auflage, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- BÄSSLER, C., FÖRSTER, B., MONUNG, C., MÜLLER, J. (2008): The BIOKLIM-Project: Biodiversity Research between Climate Change and Wilding in a temperate montane forest – The conceptual framework. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 7: 21-33.
- BUSSLER, H., BLASCHKE, M., DORKA V., LOY, H., STRÄTZ, C. (2007): Auswirkungen des Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzepts auf die Struktur- und Artenvielfalt in Rot-Buchenwäldern. *Waldökologie Online* 4: 5-58.
- CLESSIN, S. (1877): Zur Molluskenfauna des bayrischen Waldes. *Nachrichtenblatt der Deutschen Malakologischen Gesellschaft* 9: 39-42.

- EHRMANN, P. (1933): Kreis Weichtiere, Mollusca. In: BROHMER, P., EHRMANN, P., ULMER, G. (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas, Bd. II (1), I – II, 246 S., 147 Abb., 13 Tafeln, Quelle & Meyer, Leipzig, unveränd. Nachdruck 1956.
- EVERITT, B.S., HOTHORN, T. (2006): A Handbook of Statistical Analyses Using R. CHAPMAN & HALL/CRC.
- EWALD, J., REUTHER, M., NECHWATAL, J., LANG, K. (2000): Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des bayerischen Alpenraumes. Umwelt und Entwicklung Bayern, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen Materialien **155**: 3-243.
- FAHRMEIR, L., KNEIB, T., LANG, S. (2007): Regression. 1. Auflage, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- FALKNER, G. (1990): Binnenmollusken. In: FECHTER, R., FALKNER, G. (Hrsg.): Weichtiere - Europäische Meeres- und Binnenmollusken. 287 S., Steinbachs Naturführer, Mosaik-Verlag, München.
- FALKNER, G. (1991): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). Mit einem revidierten systematischen Verzeichnis der in Bayern nachgewiesenen Molluskenarten. Schriften. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 97, Beiträge zum Artenschutz **10**: 61-112, München.
- FALKNER, G., BANK, R.A., VON PROSCHWITZ, T. (2001): Check-list of the non-marine Molluscan Species-group taxa of the States of Northern, Atlantic and Central Europe (CLECOM I) Heldia, Bd. **4**: 1-76, München.
- FALKNER, G., COLLING, M., KITTEL, K., STRÄTZ, C. (2003): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca) Bayerns. In: Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Schriftenreihe des Bayer. LfU **166**: 337-347.
- GEYER, D. (1927): Unsere Land- und Süßwasser-Mollusken – Einführung in die Molluskenfauna Deutschlands. 3. neubearb. Aufl., 224 S., XXXIII Tafeln, K. G. Lutz Verlag, Stuttgart.
- GLÖER P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas – Bestimmungsschlüssel Lebensweise Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands 73 Teil 327 S. Conchbooks.
- GLÖER P. MEIER-BROOK C. (2003): Süßwassermollusken. 13. neubearb. Aufl. DJN.
- HÄSSLEIN L. (1939): Weichtiergesellschaften des Stepperger Donaudurchbruches ein Beitrag zur Fauna der südlichen Altmühlalb. Archiv für Molluskenkunde **71**: 101-114 Frankfurt a.M.
- HÄSSLEIN L. (1960): Weichtierfauna der Landschaften an der Pegnitz - Ein Beitrag zur Ökologie und Soziologie niederer Tiere. Abhandl. der Naturhistorischen Gesellschaft Nürnberg **29**(2): 1-148 IV Tafeln.
- HÄSSLEIN L. (1966): Die Molluskengesellschaften des Bayerischen Waldes und des anliegenden Donautales. 20. Ber. Naturf. Ges. Augsburg 176 S. Augsburg.
- HELFER W. (2000): Urwälder von morgen. UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Naturwaldreservate in Bayern Bd. **5**: Schriftenr. der Bayer. LWF IHW-Verlag, 160 S.
- HLAVAC, J. (2004): Molluscs (Mollusca) of the National Park Bayerischer Wald (Bavarian Forest) (Germany). unveröff. Manuskript.
- HORSAK, M. (2006). Mollusc community patterns and species response curves along a mineral richness gradient: a case study in fens. Journal of Biogeography **33**: 98-107.
- JUNGBLUTH, J.H., v. KNORRE, D. (1995): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln] in Deutschland. 5. Fassung 1994, Mitt. deutsch. malakozool. Ges. **56/57**: 1-17, Frankfurt a.M.
- KAPPES, H. (2005): Influence of coarse woody debris on the gastropod community of a managed calcareous beech forest in western Europe. J. Moll. Studies **71**: 85-91, London.
- KERNEY, M. P., R. A. D. CAMERON, JUNGBLUTH, J. H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. 384 S., 890 Abb., davon 408 auf 24 Farbtafeln, 368 Verbreitungskarten, Parey Feldführer, Verl. P. Parey, Hamburg und Berlin.
- KOBIALKA, H., KAPPES, H. (2008): Verbreitung und Habitatpräferenzen der Braunen Wegschnecken in W-Deutschland (Gastropoda: Arionidae: Arion subfuscus s.l.) In: Natur und Heimat, Floristische, faunistische und ökologische Berichte **68**, H. **2**: 33-52, Münster i.W.
- LEYER, I., WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. 1. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- LOZEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. Rozpr. ústred. úst. geol. **31**: 1-374, 32. Taf.
- MARTIN, K., SOMMER, M. (2004). Relationships between land snail assemblages patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. Journal of Biogeography, **31**: 531-545.
- MÜLLER, J., BÄSSLER, C., STRÄTZ, C., BRANDL, R. (2009): Molluscs and climate warming in a low mountain range national park.- Malacologia **51**: 133-153.
- MÜLLER, J., STRÄTZ, C., HOTHORN, T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with special focus on coarse wood debris.- Eur. J. Forest Res. (2005): **124**: 233-242, Springer-Verlag.
- MURR, F., ROYER, J. (1931): Die wissenschaftliche Durchforschung des Naturschutzgebietes Berchtesgaden, V. B. Zoologische Beobachtungen: Die Schnecken und Muscheln des Naturschutzgebietes Berchtesgaden.- Jahrb. Ver. Z. Schutze der Alpenplf. **3**: 60-83, Freising und München.
- PINCEEL, J., JORDAENS, K., VAN HOUTTE, N., DE WINTER, A.J., BACKELJAU, T. (2004): Molecular and morphological data reveal cryptic taxonomic diversity in the terrestrial slug complex Arion subfuscus/fuscus (Mollusca, Pulmonata, Arionidae) in continental north-west Europe. Biol. J. Linn. Soc. London **83**: 23-38, London.
- RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. In: Naturwaldreservate in Bayern, Schriftenreihe, Bd. **2**, IHW-Verlag. 199 S.
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Sektion und Bestimmung von Nacktschnecken Heldia, Bd. 2, Sonderheft **3**: 17-32, München.
- SCHAEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (2001): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald : Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. 447 S., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- STRÄTZ, C. (1999): Refugien seltener und hochgradig gefährdeter Arten – Landschnecken in Naturwaldreservaten Nordbayerns. AFZ **8**: 386-387 Stuttgart.
- STRÄTZ, C. (2005): Die Molluskenfauna der Naturwaldreservate in Oberfranken LXXVII. Ber. Naturf. Ges. Bamberg (2003/2004), 193-245 Bamberg.
- STRÄTZ, C. (2008): Mollusken im Bayerischen Wald – Transekte des BIOKLIM-Projektes, Urwaldrelikte und Sonderstandorte. unveröff. Bericht, Bearbeitung: 2006 bis 2008.
- STRÄTZ, C., MÜLLER, J. (2006): Zur Bedeutung von Nadel- und Laubtotholz in kollinen Buchenwäldern für Landgastropoden am Beispiel des Wässernachtales, Nordbayern. Waldökologie online **3**: 35-47, Freising.
- STRÄTZ, C., MÜLLER, J. (2008): Weichtiere in Naturwaldreservaten Naturwaldreservate in Bayern, LWFaktuell **63**: 19-22, Freising.

- STRÄTZ, C., KITTEL, K. (2008): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 17. Die Land- und Süßwassermollusken des Naturwaldreservates Lösershag (NSG Schwarze Berge) bei Oberbach, Rhön (Lkr. Bad Kissingen, Bayern) (Mollusca, Gastropoda, Bivalvia). *Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg*, Bd. **109**: 3-30, Aschaffenburg.
- SULIKOWSKA-DROZD, A., HORSÁK, M. (2007) Woodland mollusc communities along environmental gradients in the East Carpathians. *Biologia, Bratislava* **62**: 201-209.
- TAPPERT, A. (2002). Molluskenzönosen von Waldstandorten des Pfälzerwaldes und der angrenzenden Rheinebene (unter Bildung von Zönosengruppen). *Schriften zur Malakozoologie*, **19**: 1-159, Cismar.
- TURNER, H., KUIPER, J.G.J., THEW, N., BERNASCONI, R., RÜETSCHI, J., WÜTHRICH, M., GOSTELLI, M. (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. In: *Fauna Helvetica* 2: 527 S., CSCF, Neuchâtel.
- WÄREBORN, I. (1970): Land molluscs and their environments in an oligotrophic area in southern Sweden. *Oikos* **20**: 461-479.
- ZEISSLER, H. (1971): Die Muschel *Pisidium*. Bestimmungstabelle für die mitteleuropäischen Sphaeriaceae. *Limnologica* **8**: 453-503.

submitted: 16.06.2009

reviewed: 29.10.2009

accepted: 17.01.2010

Autorenanschrift:

Dr. Jörg Müller
Nationalpark Bayerischer Wald
Freyunger Str. 2
D-94481 Grafenau, Germany
Telephone: ++49-8552-9600-179
Fax: ++49-8552-9600100
Email: joerg.mueller@npv-bw.bayern.de

Christian Strätz
Büro für ökologische Studien
Oberkonnersreuther Str. 6a
D-95448 Bayreuth
Email: Christian.Straetz@bfoes.de

Anna Rieger
Münchener Straße 63
82131 Gauting
Email: Anna.Rieger@campus.lmu.de

Gisela Schmidberger
Helene-Meyer-Ring 7A
80809 München
Email: Gisela.Schmidberger@campus.lmu.de

Veronika Stelz
Schleißheimer Straße 292
80809 München
Email: Veronika.Stelz@campus.lmu.de

Anhang / Appendix

Im Folgenden werden die drei Managementtypen Managementwald, Prozessschutzgebiet und Urwaldrest dargestellt:



Abb. 1: Managementwälder – werden im Nationalparkgebiet auch heute noch bewirtschaftet, um z. B. die Borkenkäferentwicklungen einzudämmen.

Fig. 1: *Areas still managed by salvage logging to control bark beetle infestation.*



Abb. 3: Urwaldreste – sind wie die Prozessschutzflächen ohne forstwirtschaftliche Nutzung. Ein hoher Anteil der alten Tannen, Buchen und Bergahorne stammt aus der Baumgeneration der Urwaldzeit. Die Bestände wurden forstwirtschaftlich nie oder nur in sehr geringem Umfang genutzt und weisen deshalb eine hohe Habitattradition auf.

Fig. 3: *Since the relicts of old growth forests have never been managed they show high habitat continuity.*



Abb. 2: Prozessschutzflächen – sind wie die Managementflächen aus Wirtschaftswäldern hervorgegangen. In ihnen findet keine forstwirtschaftliche Nutzung mehr statt. Durch Borkenkäfergradationen und Windwurf konnten sich in den letzten 15 Jahren große Totholzmassen und Strukturreichtum entwickeln.

Fig. 2: *Mean altitude where kills were found in winter and summer seasons between 1971 and 2007.*



Abb. 4: Berg-Glasschnecke (*Semilimax kotulae*) – die zu den Halbnacktschnecken zählende Art ähnelt eher einer Nackt- als einer Gehäuseschnecke. Das hauchdünne, kaum calcifizierte Gehäuserudiment (größter Durchmesser: 6 mm) wird wie ein kleiner Rucksack getragen; das Tier kann sich nicht mehr in das Gehäuse zurückziehen. Glasschnecken sind im Vergleich zu anderen Gehäuseschnecken relativ agil und können sich leicht in Bodenspalten oder hinter abgeplatzter Rinde verbergen. Sie haben einen einjährigen Entwicklungszyklus. Adulte Tiere sind im Spätsommer bis Winter (auch unter der Schneedecke) aktiv und sterben nach der Eiablage bis zum Frühjahr ab. Die besonders austrocknungsempfindlichen Eier und Jungschnecken entwickeln sich tief im Boden versteckt.

Fig. 4: *Semilimax kotulae is a semi-slug with a small house. The species of genus Semilimax are highly agile and hide behind bark and in ground crevasses. The adults occur from late summer to autumn. The high sensible eggs and juveniles develop in ground crevasses.*



Abb. 5: Braune Schüsselschnecke (*Discus ruderatus*) – sie ist wie die Berg-Glasschnecke in Bayern von der submontanen bis in die subalpine Stufe verbreitet. Das einfarbig braune (gelblich bis grünlich-braune) Gehäuse weist einen Durchmesser bis 7 mm bei maximal 4,5 Umgängen auf. Die etwa gleich große Schwesterart Gefleckte Schüsselschnecke (*Discus rotundatus*) ist enger gewunden (bis 6 Umgänge), das Gehäuse ist stärker gekielt und weist rötlich-braune Querbänder in sehr regelmäßigen Abständen auf. Beide Arten sind im Nationalparkgebiet weit verbreitet. Eine dritte Art, die Gekielte Schüsselschnecke (*Discus perspectivus*) ist im NP-Gebiet noch nicht nachgewiesen. Ihr Hauptverbreitungsgebiet sind die Schluchtwälder an der Donau und deren Nebengewässer. Die höchsten Fundgebiete liegen in Niederbayern bei 610 m. In der Buchberger Leite westlich von Freyung (470 – 590 m) kommen alle drei heimischen *Discus*-Arten vor, sind aber unterschiedlich eingemischt.

Fig. 5: *Discus ruderatus* is montanes species. The similar sister species *D. rotundatus* is more narrower contorted, the house is more carinated. Both species are widely distributed in the National Park. A third species *D. perspectivus* is not yet recorded from the Park. Its major distribution area is the forests at Danube and their connected rivers. In the site Buchberger Leite all three species could be recorded at one place.

Brutvogelausstattung der Agrarlandschaften Brandenburgs – zwischen Artenreichtum und Artenarmut

Breeding birds survey in agrarian landscapes of Brandenburg – between species richness and poverty

Gerd Lutze, Alfred Schultz, Beatrix Wuntke, Marion Voss, Joachim Kiesel & Karl-Otto Wenkel

Abstract

For the assessment of biodiversity in agrarian landscapes (here in case of breeding birds) an effective, random sampling based monitoring approach was developed. It was practically tested in the federal state of Brandenburg in the years 2005 and 2006. The number of species at 1 km² observation sites ranged between 5 and 41 (mean 22.2) and the number of revers ranged between 21 and 217 (mean 80.3) in the whole Brandenburg above both the years. The enormous variation shows a high potential of species diversity and population abundance on the one hand and extreme poverty on the other hand. The species inventory demonstrates a narrow relation to landscape structure. Methodical experience of this special bird monitoring approach can be also used for creating new survey approaches considering other ecological variables in order to verify the effect of agri-environmental measures as well as to develop new agri-environment programmes at field and landscape level. The approach has proved its usefulness concerning ecological results as well as technical and organizational flexibility.

Keywords: *assessment of biodiversity, agrarian landscapes, random sampling, farm birds inventory, species diversity, landscape structure, Federal State of Brandenburg*

Zusammenfassung

Für die Ermittlung der Biodiversität in Agrarlandschaften (hier am Beispiel der Brutvögel) wurde ein auf stichprobentheoretischer Grundlage basierendes, geschichtetes, großräumiges Monitoring entwickelt und in den Jahren 2005 und 2006 flächendeckend in Brandenburg erprobt. Die Artenzahlen auf den 1 km² Beobachtungsflächen schwankten zwischen 5 und 41 (Mittelwert 22,2) und die Zahl der ermittelten Brutvogelreviere/km² lag zwischen 21 und 217 (Mittelwert 80,3) im gesamten Bundesland Brandenburg über beide Jahre. Diese enorme Streubreite verweist einerseits auf ein hohes Artendiversitäts- bzw. ein hohes Abundanzpotenzial in den Agrarlandschaften und andererseits auf eine große Armut bestimmter Flächen. Die Artenausstattung zeigt eine hohe Bindung an die Landschaftsstrukturen. Die methodischen Erkenntnisse aus dem Brutvogelmonitoring weisen neue Wege zur langfristigen Erfolgskontrolle von Agrar-Umwelt-Maßnahmen und zur Ableitung von effizienten, zielorientierten Agrar-Umwelt-Maßnahmen auf den Produktionsflächen und im Landschaftsmaßstab. Der Monitoring-Ansatz hat sich sowohl hinsichtlich der ökologischen Ergebnisse als auch hinsichtlich der technisch-organisatorischen Durchführbarkeit bewährt.

Schlüsselwörter: Bewertung der Biodiversität, Agrarlandschaften, Stichprobenerhebung, Landschaftsaufnahme und Artenreichtum, Landschaftsstruktur, Bundesland Brandenburg

1 Einführung

Die Agrarlandschaften nehmen im Bundesland Brandenburg mit ca. 57 % der Landesfläche den dominierenden Anteil ein. Obwohl sie vorrangig der Erzeugung von Nahrungsmitteln für die menschliche Ernährung und zunehmend für die Produktion nachwachsender Rohstoffe dienen, bilden sie gleichzeitig Lebensraum für eine große Anzahl freilebender Tier- und Pflanzenarten, so auch für über 50 % der in Brandenburg nachgewiesenen Brutvogelarten. Die Notwendigkeit der gleichzeitigen Nutzung der Produktions- und Lebensraumfunktion führte und führt zu mannigfachen Konflikten. Während einerseits durch Züchtungsfortschritt und hoch produktive Bewirtschaftungstechnologien die landwirtschaftlichen Erträge seit den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts kontinuierlich stiegen, wurde parallel dazu ein dramatischer Rückgang der Abundanzen und Artenzahlen bei Brutvögeln auf dem Agrarland beobachtet. Dabei gibt es deutliche Unterschiede zwischen Ost- und Westdeutschland sowie zwischen Boden- und Heckenbrütern (EUROSTAT 2005, GREGORY 2005, SCHWARZ & FLADE 2005, MITSCHKE et al. 2008).

In Folge der enorm gewachsenen Produktionsintensität und der Veränderungen der Landschaftsstruktur haben sich die Lebensraumbedingungen auch für die Brutvogelarten verändert. Dass es auf den Agrarlandschaften bedeutende Rückgänge im Artenbestand und in der Abundanz der häufigsten Arten gegeben hat, ist eindeutig belegt (u. a. VOIGTLÄNDER et al. 2001, GEORGE 2004). Ein „Gegensteuern“ mittels Vertragsnaturschutz bzw. spezieller Agrar-Umwelt-Programme brachte aus verschiedenen Gründen nicht den erhofften Erfolg.

Da einerseits die Landwirtschaft im beträchtlichen Maße aus EU-Mitteln gefördert wird und andererseits die Entwicklung der Biodiversität auch auf dem Agrarland von steigendem Interesse ist, erwachsen den zuständigen Landwirtschaftsministerien des Bundes und der Länder neue Pflichten der fachlichen Berichterstattung gegenüber der EU bezüglich des effizienten und wirksamen Einsatzes der Mittel. Um hierfür eine fundierte Informationsbasis zu schaffen, wurde vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) ein Forschungsprojekt initiiert, das die Entwicklung eines entsprechenden Monitoringverfahrens und die Definition eines Biodiversitätsindikators zum Ziel hatte. Zur Berichterstattung über die ökologische Qualität der

landwirtschaftlicher Nutzflächen und Agrarlandschaften seitens des BMELV sind fundierte, repräsentative Informationen über die Artenausstattung der regionalen, naturräumlich-differenzierten Agrarlandschaften in Deutschland notwendig. Zur Erreichung dieser Zielstellung wurde ein Monitoring-Ansatz, der die Artenvielfalt am Beispiel der Brutvögel sowie maßgebliche Einflüsse wie Landschaftsstruktur und Bewirtschaftung erfasst, entwickelt und ein Artenvielfaltsindikator für den Agrarraum definiert.

Die Entwicklung und Erprobung des Verfahrens erfolgte in den Jahren 2005 und 2006 im Bundesland Brandenburg und im Jahr 2006 zusätzlich im Bundesland Baden-Württemberg. Die mit dem Monitoringansatz in Brandenburg erreichten Ergebnisse sollen im Folgenden vorgestellt werden.

2 Methodik des Agrarlandschaftsmonitorings

2.1 Monitoringkonzepte und -anforderungen

Für eine repräsentative Einschätzung des ökologischen Zustandes von Agrarlandschaften, z. B. der zeitlichen Entwicklung der Vielfalt von Vogelartengruppen, ist ein stichprobentheoretisch fundiertes Monitoring erforderlich. Der Begriff Monitoring wird im Bereich der Ökologie sehr vielfältig gebraucht. Häufig werden die Begriffe Monitoring, Verbreitungskartierung, Überwachung und Beobachtung synonym verwendet. In Anlehnung an z. B. BÜRGER & DRÖSCHMEISTER (2001), HELLAWELL (1991) oder HINTERMANN et al. (2000) wird unter Monitoring hier die systematische, routinemäßige und kontinuierliche (Dauer-)Erfassung von Biodiversitätsmerkmalen nach einem Überwachungsprogramm mit definierter Zielsetzung und mit standardisierten Methoden, die zu eindeutig reproduzierbaren Ergebnissen führen, verstanden. Zwischen einem Monitoring und einer Verbreitungskartierung besteht ein wesentlicher Unterschied. Ein Monitoring basiert in der Regel auf einer Stichprobenerhebung. Eine Verbreitungskartierung ist die flächendeckende Aufnahme der Präsenz – meist von Arten – in einem definierten Raum (qualitative Rasterkartierung) und in großen zeitlichen Abständen.

In den europäischen Ländern wurden seit den 1990er Jahren Monitoringprogramme für Merkmale der Biodiversität mit steigender Intensität und wachsendem Umfang etabliert. Dennoch ergibt sich ein sehr differenziertes Bild mit meist ungenügend standardisierten und stichprobentheoretisch fundierten Ansätzen (HENRY et al. 2008, LENGYEL et al. 2008, SCHMELLER 2008). Mit dieser Vielfalt werden jedoch integrative Auswertungen und Betrachtungen sehr erschwert. Die Avifauna zählt demgegenüber zu den Objekten, die schon traditionell langfristig beobachtet wurden, aber erst in jüngster Zeit mit zunehmend standardisierten Monitoringverfahren (GREGORY et al. 2005, MITSCHKE et al. 2005). Da die Beobachtungen – ebenfalls traditionell – überwiegend von ehrenamtlich tätigen Ornithologen ausgeführt werden, stehen seltene, besonders schützenswerte und attraktive Arten bzw. Habitate häufig im Vordergrund. Den „Agrararten“ wird weniger Aufmerksamkeit geschenkt. Für sie gibt es kein spezielles Monitoring. Informationen über sie werden meist aus den allgemeinen Erhebungen herausgezogen (PAPAZOGLU et al. 2004).

Für langfristige ökologische Zustandserhebungen im Rahmen eines Monitorings eignen sich als Stichprobenansatz vor allem:

- systematische oder Rasterstichprobenpläne mit Zufallsstart (Beispiel: Biodiversitätsmonitoring der Schweiz (HINTERMANN et al. 2002)) oder
- geschichtete (stratifizierte) Stichprobenpläne (Beispiel: Brutvogelmonitoring der Normallandschaft Deutschland (STICKROTH et al. 2003, MITSCHKE et al. 2005)).

Beide Typen von Stichprobenplänen weisen Vor- und Nachteile auf. Ein systematischer Stichprobenplan (z. B. Gitternetz) ist einfach, robust und kann verschiedenen Zielstellungen dienen. Stratifizierte Stichprobenpläne mit Zufallsauswahl oder systematischer Auswahl innerhalb der Straten bieten eine bessere Möglichkeit, alle verschiedenen Vorkommensgebiete zu erfassen und dabei Zeit und Kosten der Merkmalerfassung zu senken. Monitoringverfahren auf stichprobentheoretischer Basis erschließen gegenüber anderen empirischen Aufnahmeverfahren prinzipiell die außerordentlich wichtige Möglichkeit der statistisch qualifizierten Hochrechnung der Befunde und liefern somit repräsentative Informationen für das gesamte Betrachtungsgebiet. Sie gestatten aber auch eine Optimierung des finanziellen und personellen Aufwandes im Bezug zur Datenqualität. Deshalb wurde entschieden, ein stratifiziertes Stichprobenverfahren zu entwickeln.

Mit dem Verfahren der „Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS)“ (HOFFMANN-KROLL et al. 1999, DRÖSCHMEISTER 2001) wurde bereits ein deutschlandweiter allgemeiner Ansatz entwickelt, der diesen Anforderungen weitgehend entspricht. Er wird derzeit offenbar aus Kostengründen nicht realisiert, dient jedoch als Basis für das spezielle Brutvogelmonitoring Deutschland des Dachverbands Deutscher Avifaunisten (DDA). Eine Voranalyse mit den für das DDA-Monitoring in Brandenburg ausgewählten Beobachtungsflächen zeigte allerdings, dass die Agrarlandschaften innerhalb der DDA-Monitoringflächen nicht ausreichend repräsentiert werden, und dass das verwendete Aufnahmeverfahren (Linien- oder Schleifenkartierung) die agrarökologischen Auswertungsmöglichkeiten nur eingeschränkt erlaubt. Deshalb wurde entschieden, das hier vorgestellte Brutvogelmonitoring auf Agrarflächen auf der Basis einer eigenen Flächenauswahl zu begründen.

Dass auf geschichtete großräumige Flächenstichproben basierende Verfahren praktisch effektiv umsetzbar sind, bewies die auf vergleichbarer theoretischer Grundlage wie die ÖFS basierende „EDV-gestützte Schaderregerüberwachung“, die für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche der DDR über 15 Jahre durchgeführt wurde (EBERT et al. 1980, TROMMER 1986). Auch wenn bei deren Entwicklung und Betreibung andere Kostenrelationen existierten, wurde das Verfahren mehrmals auf der Grundlage der empirischen Ergebnisse optimiert und effizienter gestaltet, ohne dass sich die statistische Signifikanz der Aussagen verschlechterte (EBERT & LUTZE 1987).

Ein Beispiel für ein gegenwärtig praktisch umgesetztes stichprobenbasiertes Monitoring-Verfahren ist das vom Bundesamt für Umwelt der Schweiz durchgeführte integrative Biodiversitätsmonitoring (BUWAL 2002, 2005).

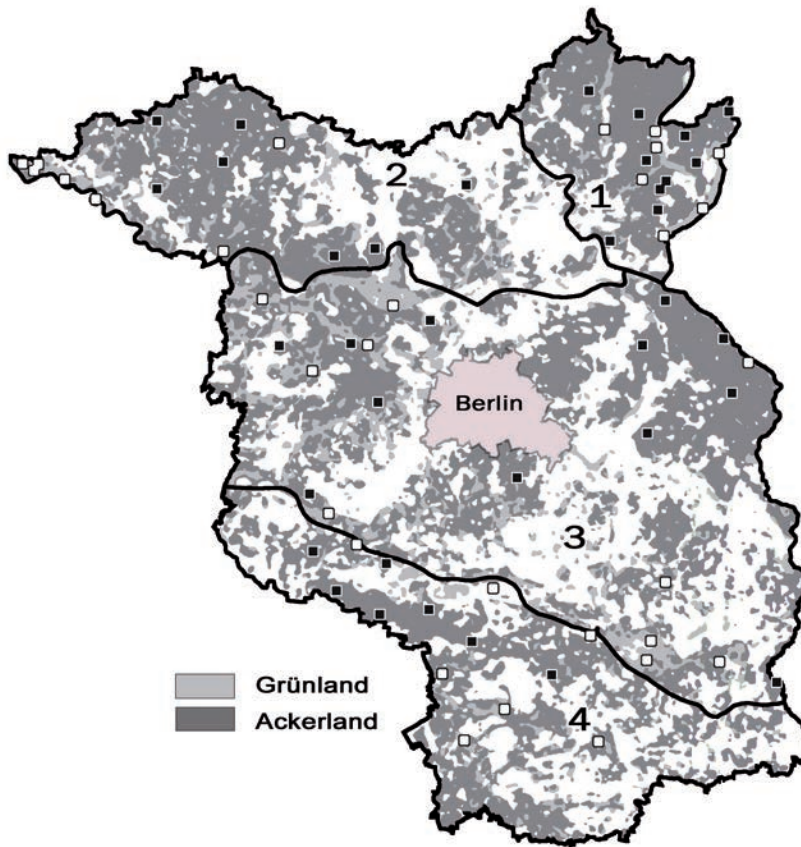


Abb. 1: Stratifizierung des Landes Brandenburg in 4 Straten (1, 2, 3, 4), Verteilung von Ackerland und Grünland und Lage der Beobachtungsflächen in den Straten (weiße Quadrate: Grünland; schwarze Quadrate: Ackerland).

Fig. 1: Stratification of federal state Brandenburg in 4 strata (1, 2, 3, 4), distribution of arable land and grassland and distribution of observation sites in strata (white squares: grassland; black squares: arable land).

2.2 Raum- und Stichprobenkonzept

Für die Realisierung des stratifizierten Stichprobenverfahrens waren zunächst zwei Schritte erforderlich:

- die Bildung von (großräumigen) Straten auf Landesebene auf der Basis einer allgemein akzeptierten naturräumlichen Gliederung und
- die Abgrenzung der Agrarlandschaften, auf denen die Stichprobe zu ziehen ist.

Stratifizierung der Landesfläche

Auf der Grundlage der vorhandenen naturräumlichen Strukturen wurden für das Brutvogelmonitoring auf Agrarflächen in Brandenburg vier Schichten oder Straten ausgegrenzt (Abb. 1). Unter einem Stratum wird dabei ein solcher Teil der Grundgesamtheit verstanden, der in sich als möglichst homogen bezüglich des Erhebungsmerkmals gelten kann. Im konkreten Fall wurde davon ausgegangen, dass vor allem die geomorphologische Vorprägung der Naturräume und die aktuelle Nutzung die Biodiversitätspotenziale prägen (LUTZE et al. 2004).

Die Begrenzung auf vier Straten ist dabei ein Kompromiss zwischen naturräumlich-landschaftlicher Vielfalt und statistisch notwendiger Mindestanzahl von zu kartierenden Beobachtungsflächen innerhalb eines Stratums. Berücksichtigung fanden dabei die Ausstattung der Landschaft mit charakteristischen Strukturelementen als auch die Landnutzungsverteilung. Die gebildeten vier Straten werden in Tabelle 1 beschrieben. Bei der Betrachtung der Landnutzungsverhältnisse in den Straten zeigte sich, dass das „Uckermark“-Stratum mit einem hohen Anteil von Ackerland herausragt.

Bei den drei anderen Straten verteilen sich die Hauptlandnutzungsformen zu relativ gleichen Anteilen. Diese Relationen wiesen bereits darauf hin, dass sich auch die Strukturen der Agrarlandschaften bzw. die Habitatbedingungen für die Brutvögel zwischen den Straten nicht gravierend unterscheiden werden. Daher konnten auch relativ große Straten definiert werden. Dennoch sind die regionale Abhängigkeit vom Landschaftstyp und dessen typbezogene Ausstattung mit Strukturelementen der Agrarlandschaften von wesentlicher Bedeutung. Es mussten sowohl bei dem Stratifizierungskonzept als auch bei der Interpretation der Monitoringergebnisse die regional- bzw. landschaftstypischen Charakteristika Beachtung finden.

Abgrenzung der agrarischen Landnutzung

Entsprechend der Zielstellung mussten im nächsten Schritt der zu untersuchende Hauptlebensraumtyp (Agrarlandschaften) und innerhalb dessen die Lebensraumtypen (Ackerland, Grünland) geometrisch abgegrenzt werden. Aus diesen galt es dann innerhalb der Straten entsprechende Stichproben zu ziehen. Die Abgrenzung der von Acker- bzw. Grünland dominierten Flächen wurde auf der Grundlage der in Brandenburg verfügbaren Geodatenbasis der „Biotoptypenkartierung“ (Daten zur Umweltsituation 1995) mit einem „Moving-Window“-Ansatz realisiert (ISAACS & SRIVASTAVA 1989).

Zufallsauswahl der Beobachtungsflächen

Der nächste Schritt bestand in der Zufallsauswahl der Beobachtungsflächen. Dafür wurden folgende fachliche und statistische Bedingungen formuliert:

- je Stratum sind mindestens 7 Flächen auszuwählen (statistische Mindestanforderungen),
- die Auswahl erfolgt mit einem Zufallsgenerator,
- als Suchraum wird das vorher abgegrenzte Acker- bzw. Grünland festgelegt und
- die Beobachtungsflächen sind jeweils 1 km² groß (vgl. 2.3 Aufnahmeverfahren).

Für das Ziehen der Beobachtungsflächen war des Weiteren zu beachten, dass ein Abstand von 50 m zum nächsten Hauptlebensraum (z. B. Wald oder Siedlung) eingehalten wird und dass sich die Beobachtungsflächen nicht überschneiden dürfen. Mit diesen Bedingungen sollte sicher gestellt werden, dass die Aufnahmen auf die Agrarlandschaften und nachfolgende Auswertungen und Interpretationen möglichst auf die landwirtschaftlichen Einflüsse konzentriert werden können. Die Konzentration auf die Agrarlandschaft bedeutet aber auch, dass das zu ermittelnde Artenspektrum deutlich auf die „Agrar“-Arten eingeschränkt wird.

Es wurden folgende Beobachtungsflächen ausgewählt und kartiert: 2005 34 Acker- und 29 Grünlandflächen und 2006 35 Acker- und 31 Grünlandflächen. 2006 wurden gegenüber 2005 zwei Flächen getauscht und drei Flächen zusätzlich kartiert. Die räumliche Verteilung der Beobachtungsflächen ist aus Abbildung 1 zu entnehmen.

2.3 Aufnahmeverfahren für Brutvogel- und Zusatzdaten auf den Beobachtungsflächen

Das Aufnahmeverfahren dient sowohl der standardisierten Erfassung von artenspezifischen als auch von zusätzlichen Daten (Landschaftsstruktur und Bewirtschaftungsinformationen) auf den Beobachtungsflächen. Letztere sind notwendig, um Voraussetzungen für die Ursache-Wirkungs-Analysen zu schaffen.

Tab. 1: Natur- und landschaftliche Charakterisierung der Straten.

Tab. 1: *Morphological and landscape characteristics of strata.*

Stratum	Name	Charakterisierung
1	Uckermark (Rückland der Pommerschen Endmoräne)	Gebiet geprägt als becken- und seenreiches Rückland der Pommerschen Haupteisrandlage, des jüngsten Stadiums der Wechseleiszeit; Agrarlandschaften vorrangig Grundmoränenbereiche mit Lehmplatten, teilweise sehr kuppig bzw. flach wellig; weit offene Landschaften, mit bindigen, fruchtbaren Böden und mit teilweise hoher Reliefenergie; hohe Dichte an Ackerhohlformen (Sölle); bevorzugt ackerbauliche Landnutzungen.
2	Prignitz – Ruppiner (Vorland der Pommerschen Endmoräne und Prignitzer Platte)	Gebiet meist sandiges Vorland der Pommerschen Haupteisrandlage mit Decksand-Lehmplatten und Altmoränenbereiche der Prignitzer Platte mit Lehmplatten bis Decksand-Lehmebenen und ebenem Relief.
3	Barnim – Teltow – Havelland (Gebiet der mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen)	Gebiet mit großräumigen Platten und Niederungen im mittleren Brandenburg zwischen dem Eberswalder und Baruther Urstromtal; flache Hochflächen mit Decksand-Lehmplatten und Sandplatten; Ackerbauareale minderer Fruchtbarkeit; Niederungen mit größeren Grünlandbereichen auf Niedermoor.
4	Fläming – Niederlausitz (Südlicher Landrücken und sein Vorland)	Gebiet der Altmoränen; Haupthöhenzug des Fläming mit überwiegend Sandplatten und schmalem Sandlößgürtel; Niederlausitz mit Sandniederungen und -ebenen sowie eingestreuten Decksand-Lehmebenen.

Die Aufnahme der Brutvögel erfolgte nach dem avifaunistisch anerkannten Verfahren der flächendeckenden Revierkartierung (DORNBUSCH et al. 1968, FLADE 1994, SÜDBECK et al. 2005). Es wurden im Frühjahr 5 Beobachtungsgänge (von Mitte März bis Mitte Juni) auf den quadratischen 1 km² Flächen absolviert, die revieranzeigenden Merkmale der Vögel aufgenommen und die Ergebnisse in Arbeitskarten verortet. Aus diesen wurde nachfolgend eine Ergebniskarte mit den abgeleiteten Brutvogelrevieren erstellt. Größe, Form und zufällige Allokation der Beobachtungsflächen erwiesen sich mit Blick auf den „Home Range“ der meisten Brutvogelarten als geeignet für die Ermittlung der vorkommenden Vogelarten und Revierdichten.

Gleichzeitig mit den Brutvogelerhebungsdaten wurden auch die angebauten Fruchtarten von den Schlägen auf den Beobachtungsflächen erfasst. Die gleichzeitige Gewinnung von Bewirtschaftungsinformationen, für die spezielle Befragungen der Landnutzer notwendig gewesen wären, konnte jedoch nicht realisiert werden.

2.4 Praktische Erprobung

Die Erprobung des Agrarlandschaftsmonitorings erfolgte in den Jahren 2005 und 2006 mit 21 vertraglich gebundenen und methodisch geschulten Ornithologen. Als Arbeitsgrundlage zur Kartierung wurden Arbeitskarten auf der Basis aktueller, qualitativ hochwertiger Luftbildkarten erstellt. Diese wurden mit Informationen der Landschaftsstrukturen und dem Wegesystem (GIS-Daten aus der Biotoptypen-Kartierung, topographische Daten) und großräumigen Orientierungskarten ergänzt. Die vertragliche Bindung sicherte die Einhaltung eines straffen Zeitplans für den Ablauf der Kartierung und für die Datenübergabe. Die umfangreiche Schulung und die Bereitstellung von detaillierten Kartierunterlagen sicherten einen gleichen Qualitätsstandard der Feldaufnahmen durch die verschiedenen Kartierer.

Nach der Datenübergabe erfolgte unter ornithologisch-fachlicher Kontrolle die Digitalisierung der Erhebungsdaten und ihre Einpflege in die Datenbank. Den großen Digitalisierungs-

aufwand aller Beobachtungsdaten rechtfertigten die flexiblen Analysemöglichkeiten.

2.5 Auswertung der Beobachtungsdaten

Die Brutvogelerhebungsdaten wurden einer intensiven explorativen und konfirmatorischen Datenanalyse unterzogen. Die Ergebnisse werden im Einzelnen in 3. dargestellt.

Die Hauptfragestellungen bezogen sich erstens auf die Untersuchung von statistisch signifikanten Unterschieden in den Artenzahlen zwischen den Landnutzungsformen, den Straten und zwischen den Jahren mittels zweifaktorieller ANOVA und nachfolgenden Mittelwertvergleichen sowie mittels Vergleich von unabhängigen Stichproben. Für beide Beobachtungsjahre (2005, 2006) wurde jeweils eine zweifaktorielle ANOVA mit den Faktoren Stratum (vier Faktorstufen) und Landnutzung (zwei Faktorstufen) und der Zielgröße Artenzahl durchgeführt. Für die anschließenden Mittelwertvergleiche der Stufen des Faktors Stratum und der Wechselwirkungen zwischen den Faktoren wurde der Tukey-Test benutzt. Auf Grund der Stufenanzahl von nur zwei wurde der Mittelwertvergleich der Stufen des Faktors Landnutzung nicht im Rahmen der ANOVA, sondern als separater Vergleich von zwei unabhängigen Stichproben mittels t-Test durchgeführt. Die Vergleiche der Artenzahlen zwischen den beiden Beobachtungsjahren für die beiden Landnutzungsformen und über alles wurden mit einem t-Test für verbundene Stichproben durchgeführt.

Zweitens wurde die regionale Differenzierung der Abundanz ausgewählter Arten untersucht. Die Abundanzvergleiche wurden hier auch mittels t-Tests für verbundene Stichproben durchgeführt.

Vor der Anwendung der statistischen Verfahren wurden die notwendigen Verteilungsuntersuchungen und entsprechenden Datenaufbereitungsschritte durchgeführt. ANOVA und Mittelwertvergleiche wurden mit dem Statistikpaket SPSS durchgeführt. Alle konfirmatorischen Analysen wurden mit einem statistischen Fehler 1. Art von 5 % durchgeführt.

Der Test der Brutvogelbeobachtungsdaten (d. h. der Artenzahlen auf den Beobachtungsflächen) auf Normalverteilung erfolgte mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test. Wird in der folgenden Ergebnisdarstellung auf signifikante oder nicht-signifikante Unterschiede Bezug genommen, ist immer eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % bezogen auf das benutzte statistische Verfahren gemeint.

Schließlich erfolgte eine Hochrechnung der ermittelten Reviervichten und Reviersummen ausgewählter Brutvogelarten für das Ackerland, das Grünland und das gesamte Agrarland im Bundesland Brandenburg.

Zusätzlich zu den statistischen Analysen wurde eine empirische Bildung von typischen Brutvogelgilden vorgenommen.

3 Ergebnisse der Brutvogelaufnahmen

3.1 Allgemeine Brutvogelausstattung der Agrarlandschaften Brandenburgs

Auf den Beobachtungsflächen wurden insgesamt 125 (2005) bzw. 117 (2006) Brutvogelarten erfasst. Zählt man die registrierten Nahrungsgäste und „Überflieger“ hinzu, steigen die Artenzahlen auf 161 (2005) bzw. 159 (2006). In Relation zu den ca. 220 Brutvogelarten, die in Brandenburg insgesamt nachgewiesen sind, unterstreicht dies die große Bedeutung der Agrarlandschaft als Brutvogellebensraum. Die Tabelle 2 gibt eine Übersicht der Mittelwerte der je Beobachtungsfläche erfassten Brutvogelarten und Reviersummen (Abundanz) in den Untersuchungsjahren.

Entsprechend der Erwartung weist das Grünland in beiden Untersuchungsjahren statistisch gesichert mehr Arten und Reviere auf als das Ackerland. Zwischen den Untersuchungsjahren konnten keine signifikanten Unterschiede in den Brutvogelarten- und Reviierzahlen ermittelt werden. Des Weiteren konnten auch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Straten insgesamt und keine signifikanten nutzungsbezogenen Unterschiede zwischen den Straten ermittelt werden.

In Abbildung 2 wird die Abundanz der 25 häufigsten beobachteten Brutvogelarten auf dem Ackerland als Summe aller Reviere aller Beobachtungsflächen (Mittelwert aus den Jahren 2005 und 2006) wiedergegeben. Die Feldlerche (*Alauda arvensis*) ist mit Abstand der häufigste Brutvogel in den Agrarlandschaften Brandenburgs. In der Regel dominieren relativ wenige Arten. Aus Abbildung 3 sind die häufigsten Arten des Grünlandes ersichtlich. Hier dominiert ebenfalls die Feldlerche mit Abstand zu den nachfolgenden „Grünland“-Arten bzw. den Arten der Feuchtgebiete.

Die Artenzahl je Beobachtungsfläche schwankte zwischen 5 und 41 (2005 und 2006) (Tab. 2). Die Zahl der ermittelten Reviere/km² lag zwischen 21 und 217 (Mittelwert 80,3 von

Tab. 2: Brutvogelarten und Reviersummen (Mittelwert je 1 km² Beobachtungsfläche) im Bundesland Brandenburg.

Tab. 2: Breeding bird species and territory sum (average per 1 km² observation site) in federal state Brandenburg.

Jahr	Brutvogelarten		Reviersumme aller Arten	
	Mittelwert je Fläche	Min. / Max.	Mittelwert je Fläche	Min. / Max.
2005				
Agrarland	21,7	5 / 41	77,7	23 / 217
Ackerland	19,7	5 / 40	70,3	23 / 149
Grünland	24,1	8 / 41	86,4	30 / 217
2006				
Agrarland	22,6	5 / 41	82,9	21 / 178
Ackerland	19,8	5 / 39	74,3	26 / 178
Grünland	25,8	8 / 41	91,9	21 / 172

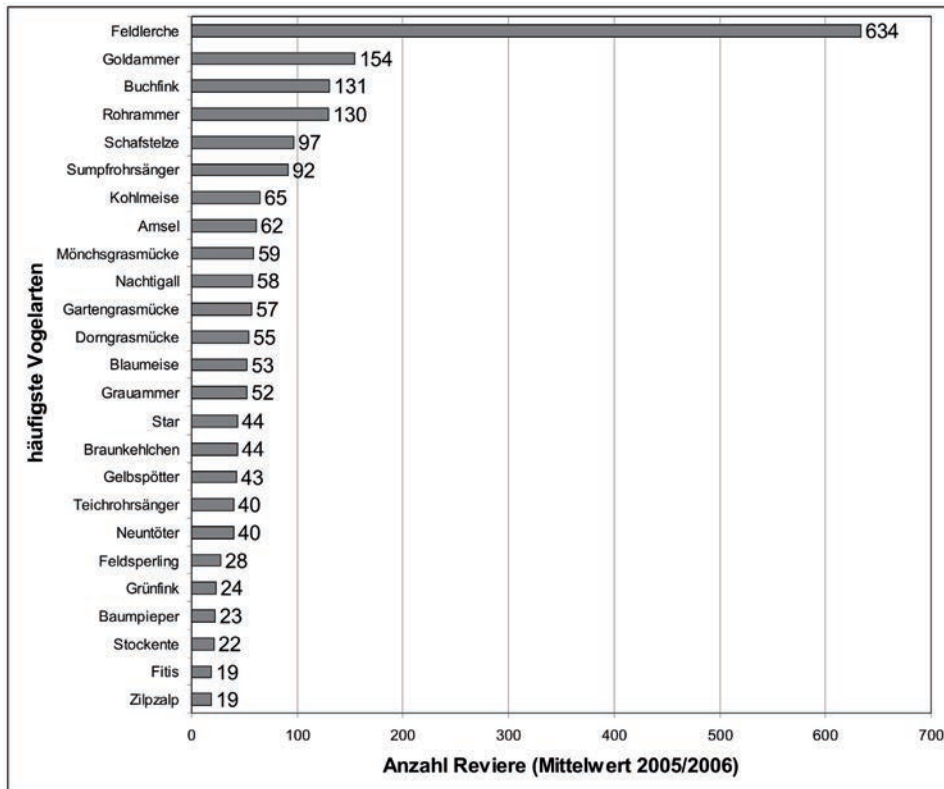


Abb. 2: Mittlere Revierhäufigkeit der meist verbreiteten Brutvogelarten auf den Beobachtungsflächen des Ackerlandes in den Jahren 2005 und 2006.

Fig. 2: Average of territory abundance of most distributed breeding bird species at observation sites of arable land in 2005 and 2006.

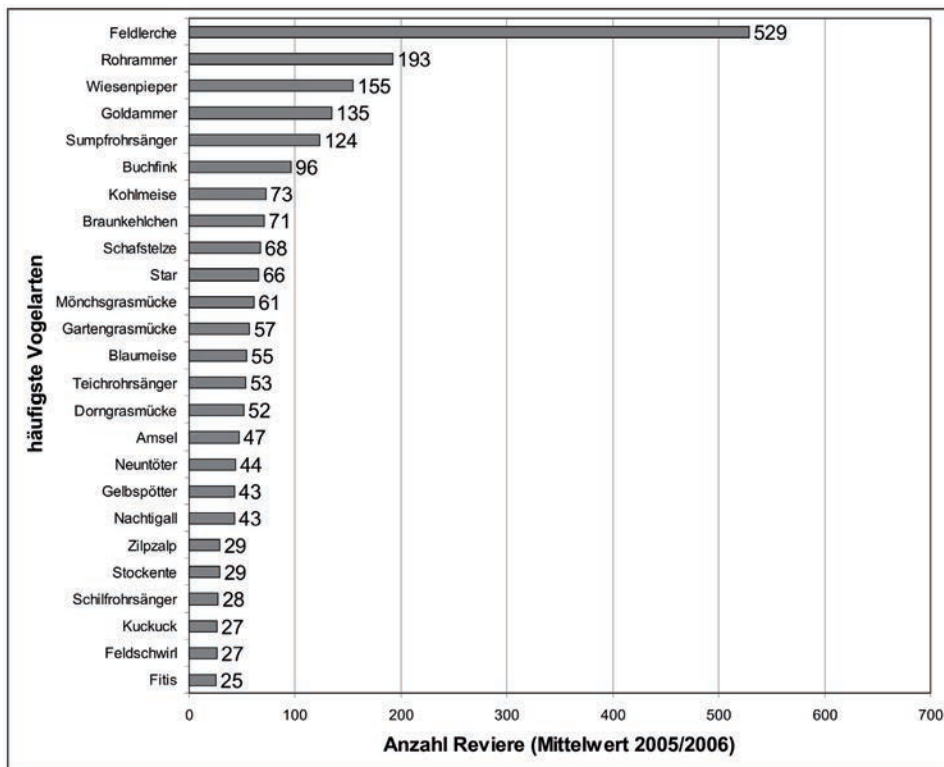


Abb. 3: Mittlere Revierhäufigkeit der meist verbreiteten Brutvogelarten auf den Beobachtungsflächen des Grünlandes in den Jahren 2005 und 2006.

Fig. 3: Average of territory abundance of most distributed breeding bird species at observation sites of grassland in 2005 and 2006.

2005 und 2006). Die enorme Spannweite verweist einerseits auf ein hohes Artendiversitäts- und Abundanzpotenzial der Agrarlandschaften, zeigt andererseits aber offenbar auch erhebliche Unterschiede in der konkreten Habitatqualität.

An dieser Stelle ist anzumerken, dass aus methodischen Gründen bestimmte Arten der Agrarlandschaft nicht oder nur ungenügend erfasst werden. Das betrifft z. B. die Arten mit großem Raumanspruch, wie Greifvögel, Weißstorch (*Ciconia ciconia*) und Kranich (*Grus grus*).

Neben den Informationen zum Artenspektrum und zur Abundanz der häufigsten Arten (Rangfolge) ist die Stetigkeit des Artenvorkommens auf den Beobachtungsflächen (Stetigkeit der räumlichen Verteilung) ein bedeutsames Kriterium für die Auswahl von Indikatorarten.

Abbildung 4 zeigt die Stetigkeitsverhältnisse für Ackerland und Grünland. Stetigkeit ist hier ausgedrückt als Anteil der durch die jeweilige Art besetzten Beobachtungsflächen. Über die Zeit sollte sich eine gewisse Stabilität einstellen. Für die Auswahl als typische Indikatorart für eine Region sollte diese auf mindestens 70 % der Beobachtungsflächen vorkommen.

3.2 Regionale Differenzierungen der Brutvogelausstattung der Agrarlandschaften Brandenburgs

Die regionale Rangfolge von 10 häufigen Arten ist in Abbildung 5 dargestellt. Prinzipiell zeigt sich eine relative Ausgeglichenheit im Artenspektrum und in der Rangfolge der Arten zwischen den Regionen (Straten).

Dennoch fällt auf, dass in den einzelnen Gebieten einzelne Arten herausragen. So zeigt die Feldlerche im Stratum 2 (Prignitz-Ruppin) auf dem Grünland zwar eine höhere Abundanz als in den übrigen Regionen. Der Unterschied konnte allerdings statistisch nicht gesichert werden. Im Stratum 1 (Uckermark) weist die Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) auf dem Grünland statistisch signifikant die höchste Abundanz auf. Hier bestehen klare ökologische Bezüge zum Vorkommen von Feldsöllen, die das Haupthabitat der Rohrammer bilden. Die Feldsölle kommen in besonders großer Dichte in den Agrarlandschaften der Uckermark vor. Zu registrieren sind die höhere Abundanz der Schafstelze (*Motacilla flava*) im Stratum 2 auf dem Acker- und dem Grünland, jedoch ohne statistische Signifikanz. Auch die erhöhte Dichte des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*) in der Uckermark konnte nicht statistisch gesichert werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Signifikanztests für die hier diskutierten vier Arten weder zwischen den Regionen, den Jahren, den Nutzungsarten noch in der Kombination signifikante Unterschiede zeigten. Die einzige Ausnahme bildet die höhere Abundanz der Rohrammer im Stratum 1 im Vergleich zu den Straten 2, 3 und 4. Die in der Abbildung 4 ersichtlichen Differenzen waren statistisch nicht zu sichern.

3.3 Flächenbezogene Hochrechnung der Brutvogelbestände

Das mittels stratifiziertem Stichprobefahren angelegte Brutvogelmonitoring ermöglicht die Hochrechnung der

standardisiert erfassten Einzelmerkmale, im vorliegenden Fall die landesweite Hochrechnung der Revierzahlen. Die Hochrechnung erfolgt zunächst für die Lebensräume Acker und Grünland. Es wurde folgendermaßen vorgegangen. Aus den Mittelwerten der Revierzahlen einer Art je Stratum wurde der flächengewichtete Mittelwert jeweils für Ackerland und für Grünland kalkuliert. Aus den Standardabweichungen der Revierzahlen je Stratum wurde dann die flächengewichtete gepoolte Standardabweichung des Mittelwertes ermittelt. Aus geschätztem Mittelwert und gepoolter Standardabweichung des Mittelwertes wurde das 95 %-Konfidenzintervall berechnet. Die Ergebnisse der Schätzung der Abundanzwerte für 10 ausgewählte Brutvogelarten der Brandenburger Agrarlandschaften enthält die Tabelle 3. Aus der Tabelle sind sowohl die mittleren Revierzahlen als auch die flächengewichtete Hochrechnung der Brutrevierzahlen für die Lebensräume Acker- und Grünland einschließlich der unteren und oberen Grenze der 95 %-Konfidenzintervalle zu ersehen. Die Ermittlung der Revierzahlen für Brandenburg erfolgte schließlich durch Multiplikation der beobachtungsflächenbezogenen Schätzwerte mit der landesweiten Fläche.

Für die häufigste Brutvogelart, die Feldlerche, wurde für Ackerland eine mittlere Siedlungsdichte von 20,7 +/- 2,9 (2005) und 22,0 +/- 3,0 (2006) sowie für Grünland von 17,5 +/- 4,2 (2005) und von 18,1 +/- 4,3 (2006) bezogen jeweils auf 1 km² ermittelt. Die in beiden Jahren geringeren Werte für das Grünland gingen mit einer höheren Konfidenzintervallbreite einher. Bezogen auf die gesamte Agrarlandfläche des Bundeslandes Brandenburg ergaben sich Hochrechnungswerte von 304 083 (2005) und 320 576 (2006) Revieren. Damit wurden wesentlich geringere Revierzahlen errechnet, als sie in der Avifauna Brandenburgs (ABBO 2001) angegeben wurden. Die Schätzung aus der Avifauna basiert auf Erhebungen aus dem Jahr 2001 und seitdem ist der Feldlerchenbestand in Mitteleuropa – nachweislich auch in Deutschland – weiter deutlich abgesunken (SCHWARZ & FLADE 2005, GREGORY 2006, SUDFELDT et al. 2007).

Allerdings basierten die Schätzungen für die Avifauna Brandenburgs noch nicht auf einem statistisch fundierten Erhebungsverfahren, so dass sie nicht direkt mit den hier ermittelten Werten von 2005 und 2006 in einer Zeitreihe betrachtet werden können. Auch erlauben die Erhebungen aus den Jahren 2005 und 2006 selbst keine Trendaussagen. Die geschätzte Populationsgröße kann jedoch für diesen Zeitraum als zuverlässig gelten, da mit dem genutzten Stichprobefahren im Wesentlichen die Lebensräume der Feldlerche einbezogen wurden.

Stabile Schätzwerte wurden auch für die Goldammer ermittelt. Unterschiede zwischen den Jahren und den Nutzungsarten sind statistisch nicht signifikant.

3.4 Brutvogelgilden und Lebensraumgliederung

Um Gruppen von Brutvogelarten mit ähnlichen Lebensraumansprüchen zu bilden und damit eine artübergreifende Betrachtung zu ermöglichen, wurden im Anschluss an die statistische Auswertung drei typische Brutvogelgilden empirisch definiert (vgl. WAWRZYŃIAK et al. 2006).

Gilde 1 – enthält Arten, die auf Arealen brüten, die „frei von Landschaftsstrukturelementen“ sind (z. B. auf Äckern).

Der für diese Areale häufig gebrauchte Begriff „strukturlos“ ist eigentlich nicht zutreffend, denn auch auf den freien, offenen Äckern oder Grünlandflächen sind Strukturen in Form der verschiedenen Bestände der Feldkulturen während der Anbauperiode vorhanden. Deshalb wurde hier zutreffender der Begriff „frei von Landschaftsstrukturelementen“ gewählt. Markante Vertreter dieser Gilde sind die Feldlerche und die Schafstelze.

Gilde 2 – enthält Arten, die an Landschaftsstrukturelemente gebundenen sind (Hecken- und „Strukturbewohner“).

Als markante Landschaftsstrukturelemente werden in den Jungmoränenlandschaften z. B. Sölle bzw. Ackerhohlformen vergesellschaftet mit Büschen und Baumgruppen, anders gestaltete Flurgehölze und seltener auch Streusiedlungen verschiedener Ausprägung angetroffen (LUTZE et al. 2006).

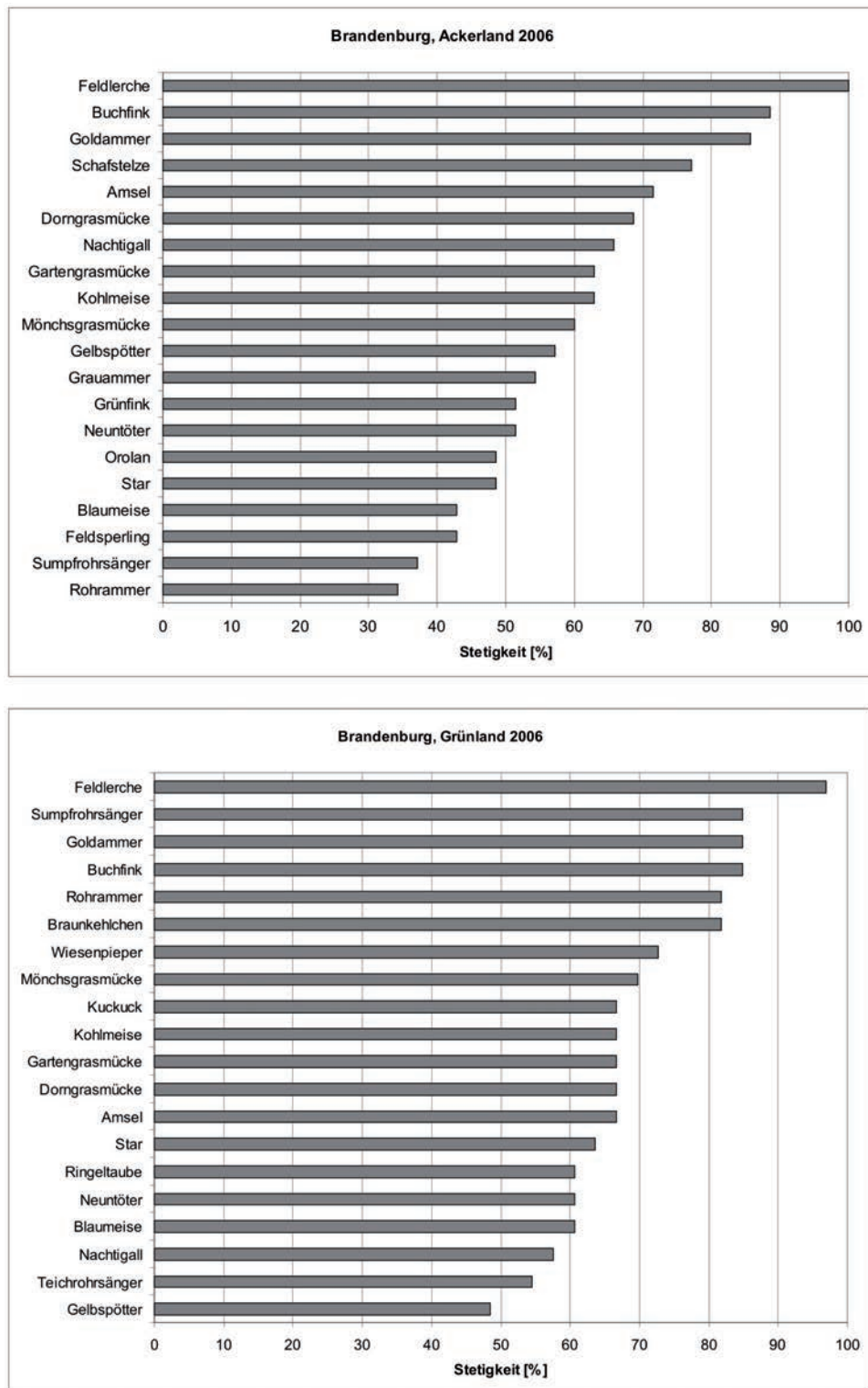


Abb. 4: Stetigkeit der Arten auf Acker- und Grünland (2006).

Fig. 4: Frequency of species at arable and grassland (2006).

Die charakteristischen Brutvogelvertreter dieser Gilde sind die Goldammer, die Dorngrasmücke, der Sumpfrohrsänger u. a. (vgl. Tab. 4). Diese Gilde kann weiter untergliedert werden in Arten, die gehölzdominierte, gewässerdominierte oder siedlungsdominierte Areale der Agrarlandschaft besiedeln.

Gilde 3 – enthält die Arten der „Großvögel“ der Agrarlandschaft.

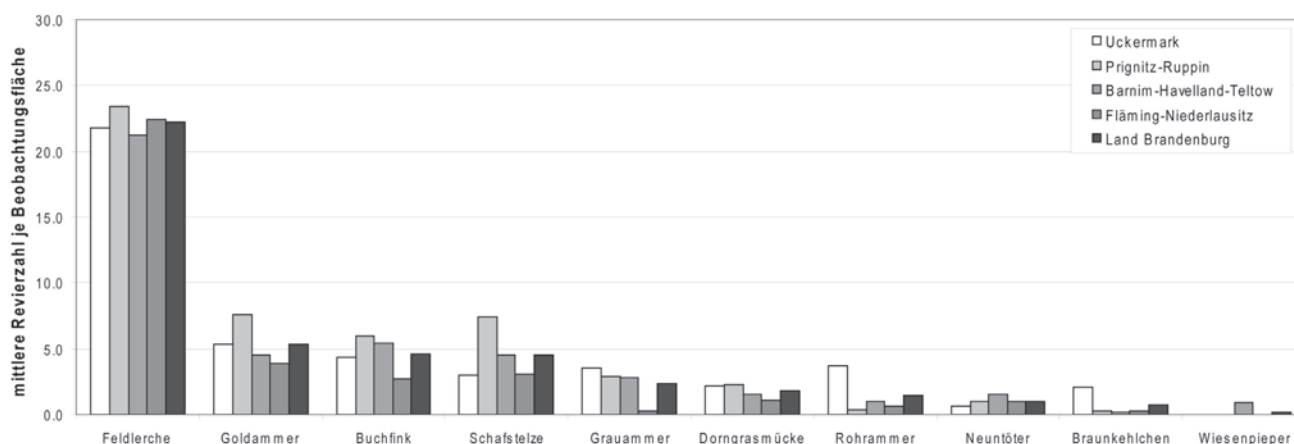
Diese Gilde der Brutvögel wird mit der verwendeten Methode der Revierdichtekartierung nur unzureichend erfasst, da der „home range“ dieser Arten in der Regel über das Gebiet der abgegrenzten Untersuchungsflächen hinausgeht und die Horststandorte sich meist nicht auf den Beobachtungsflächen, sondern auf angrenzenden Arealen befinden. Als charakteristische Vertreter für das Untersuchungsgebiet können der Kranich, der Weißstorch und die Greifvogelarten Habicht (*Accipiter gentilis*), Mäusebussard (*Buteo buteo*), Rotmilan (*Milvus milvus*), Schleiereule (*Tyto alba*) und Fischadler (*Pandion haliaetus*) angeführt werden.

Die Analyse des Vorkommens und der Häufigkeit von Arten belegt des Weiteren eine grundlegende Differenzierung der Artenausstattung für Grünland und Ackerland (vgl. Abb. 2

und 3). Deshalb wurden diese Lebensräume nach ihrer landschaftsstrukturellen Ausstattung in weitere Teillebensräume unterteilt (Abb. 6) und damit der Hauptlebensraum Agrarland (vgl. Gliederung der Hauptlebensräume im Brutvogelmonitoring der Normallandschaft nach ACHTZIGER et al. 2004) detailliert untersetzt. Aus ornithologischer Sicht wäre gewiss eine noch weitergehende Differenzierung denkbar, aus pragmatischer Sicht der Indikatorentwicklung und unter Beachtung der realen Datenmengen ist jedoch eine weitere Untergliederung vorerst nicht angebracht.

Die vorgenommene Gildebildung bietet einen klaren landschaftsökologischen Zugang zur gezielten Analyse von Veränderungen in der Agrarlandschaft und ihrer Auswirkungen auf bestimmte Artengruppen. Die Arten der Gilde 1 unterliegen unmittelbar den Einflüssen der landwirtschaftlichen Anbau- und Bewirtschaftungssysteme. Die Arten der Gilde 2 hingegen werden eher von der Ausstattung mit Landschaftsstrukturelementen (d. h. deren Komposition und Konfiguration) beeinflusst. Somit bieten sich gildenbezogene Ansätze für Entwicklungs- bzw. Fördermaßnahmen an.

Ackerland - 2006



Grünland - 2006

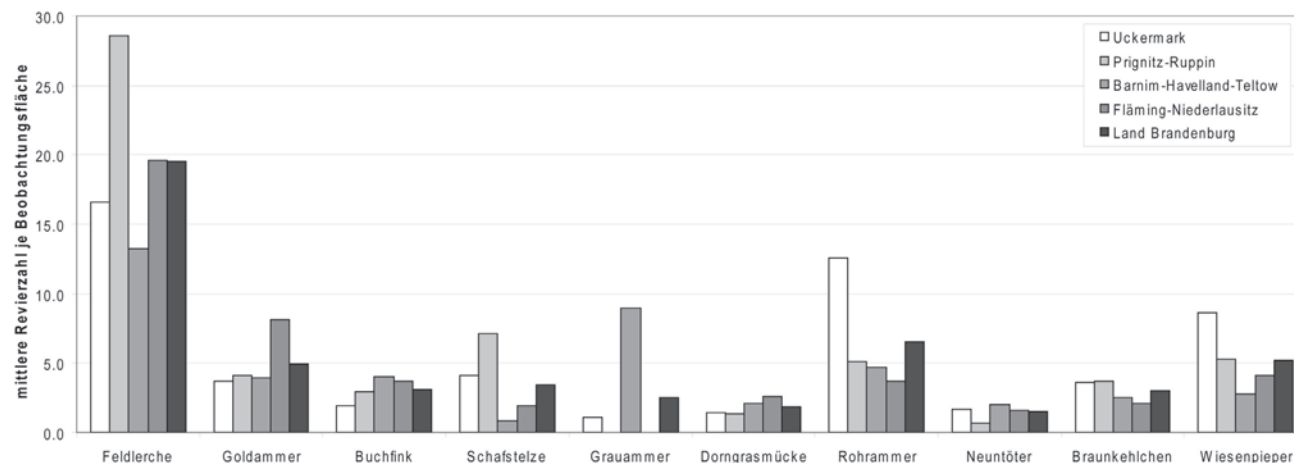


Abb. 5: Auftreten von 10 häufigen Arten in den Regionen des Landes Brandenburg (2006).

Fig. 5: Ranking of 10 most abundant species in regions in federal state Brandenburg (2006).

Tab. 3: Hochrechnung der Revierdichte und Revierrsummen ausgewählter Brutvogelarten für das Agrarland im Bundesland Brandenburg (2005 und 2006 – Flächenbasis: Ackerland: 1 040 313 ha, Grünland: 505 241 ha und Agrarland: 1 545 554 ha)

Tab. 3: *Estimation of territory density and territory sums selected breeding bird species at arable land in federal state Brandenburg (2005 and 2006 – reference area: arable land: 1 040 313 ha, grassland: 505 241 ha and agrarian land: 1 545 554 ha).*

Vogelart	Jahr	Ackerland						Grünland						Agrarland	
		Reviere je km ²			Reviere insgesamt			Reviere je km ²			Reviere insgesamt			Reviere je km ²	Reviere insgesamt
		min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.		
Feldlerche	2005	17,8	20,7	23,6	185 592	215 761	245 930	13,3	17,5	21,7	67 045	88 316	109 587	38,2	304 077
	2006	19,0	22,0	25,0	197 659	228 973	260 286	13,8	18,1	22,5	69 572	91 499	113 427	40,1	320 472
Goldammer	2005	4,4	6,0	7,5	45 774	62 107	78 440	3,0	4,6	6,2	15 107	23 292	31 477	10,6	85 398
	2006	3,8	5,1	6,4	39 220	53 056	66 892	3,1	4,7	6,3	15 511	23 595	31 679	9,8	76 651
Rohrhammer	2005	0,4	1,3	2,3	3 849	13 732	23 615	4,7	6,2	7,8	23 544	31 426	39 308	7,5	45 158
	2006	0,3	1,2	2,1	2 705	12 068	21 430	3,9	5,5	7,1	19 502	27 637	35 771	6,6	39 704
Buchfink	2005	3,6	5,3	7,0	37 763	55 345	72 926	1,9	3,6	5,2	9 650	18 037	26 424	8,9	73 382
	2006	3,5	4,8	6,1	35 995	49 831	63 667	1,8	3,5	5,2	8 842	17 481	26 121	8,3	67 312
Schafstelze	2005	1,8	3,2	4,6	18 518	32 978	47 438	0,7	1,7	2,8	3 638	8 791	13 945	4,9	41 769
	2006	2,8	4,7	6,5	29 337	48 479	67 620	1,1	2,8	4,4	5 457	13 945	22 433	7,4	62 423
Grauammer	2005	1,2	2,2	3,2	11 964	22 679	33 394	-	0,5	1,1	-	2 425	5 305	2,7	25 104
	2006	1,3	2,4	3,5	13 420	24 863	36 307	-	0,6	1,2	-	2 880	6 113	3,0	27 743
Dorngrasmücke	2005	1,1	1,7	2,3	11 443	17 685	23 927	0,7	1,7	2,8	3 335	8 741	14 147	3,4	26 426
	2006	1,2	1,7	2,2	12 796	17 789	22 783	1,2	1,9	2,7	5 810	9 751	13 692	3,6	27 541
Wiesenpieper	2005	-	0,0	0,0	-	104	416	3,0	4,9	6,8	15 157	24 656	34 154	4,9	24 760
	2006	0,0	0,0	0,0	416	416	416	2,5	4,2	6,0	12 378	21 271	30 163	4,3	21 687
Neuntöter	2005	0,6	1,2	1,7	6 450	12 276	18 101	0,6	1,5	2,3	3 234	7 528	11 823	2,7	19 804
	2006	0,6	1,1	1,7	6 554	11 860	17 165	0,8	1,6	2,4	4 092	8 134	12 176	2,8	19 994
Braunkehlchen	2005	0,2	0,5	0,7	2 289	4 994	7 698	1,1	2,1	3,2	5 406	10 762	16 117	2,6	15 755
	2006	0,2	0,5	0,8	1 873	5 098	8 323	1,8	2,8	3,9	8 892	14 298	19 704	3,3	19 396

Tab. 4: Ausgewählte Brutvogelarten für die gildenbasierte Indikatorermittlung.**Tab. 4:** *Selected breeding bird species for gild based indicator construction.*

Lebensraum	Teillebensraum	Vogelarten	Rang (Häufigkeit)	Stetigkeit [%]
Ackerland	offene Areale (Produktionsfläche Acker)	Feldlerche	1	100,0
		Schafstelze	4	77,1
		Graumammer*	6	54,3
	gehölzdominierte Areale	Buchfink	3	88,6
		Dorngrasmücke	14	68,6
		Goldammer	2	85,7
		Nachtigall	7	57,6
		Neuntöter	16	51,4
		Ortolan*	18	48,6
	gewässerdominierte Areale	Mönchsgrasmücke	10	60,0
		Nachtigall	7	65,7
		Rohrammer	9	34,3
		Sumpfrohrsänger	5	37,1
	siedlungsdominierte Areale	Blaumeise	17	42,9
		Kohlmeise	13	66,7
Star		15	77,1	
Grünland	offene Areale (genutzte Grünlandareale)	Feldlerche	1	97,0
		Schafstelze	6	42,4
		Wiesenpieper	4	72,7
	gehölzdominierte Areale	Buchfink	7	84,8
		Dorngrasmücke	13	66,7
		Goldammer	3	84,8
		Nachtigall	17	57,6
		Neuntöter	19	60,6
	gewässerdominierte Areale	Mönchsgrasmücke	12	69,7
		Nachtigall	17	57,6
		Rohrammer	2	81,8
		Sumpfrohrsänger	5	84,8
		Teichrohrsänger	11	54,6
	siedlungsdominierte Areale	Blaumeise	16	60,6
		Kohlmeise	10	62,9
Star		8	42,4	

(Eine mit * gekennzeichnete Art ist nur regional verbreitet und kommt für bundesweite Bewertungen nicht infrage.)

3.5 Landschaftsstruktur und Brutvogelausstattung

Die Erhebungsdaten auf den Beobachtungsflächen belegen eine enge Beziehung zwischen Artenausstattung und der naturräumlich vorgeprägten und landnutzungsseitig beeinflussten Landschaftsstruktur. Reichtum an Strukturelementen ermöglicht auch in der Agrarlandschaft eine hohe Artenvielfalt. So sind die Artenspektren auf den Beobachtungsflächen auch ein Ausdruck der differenzierten Strukturausstattung. Abbildung 7 veranschaulicht z. B. die Beziehung zwischen Flächenanteil von Landschaftsstrukturelementen und Revierzahl der Gilde „Gehölzstrukturbewohner im Ackerland“.

4 Diskussion

4.1 Diskussion des methodischen und organisatorischen Ansatzes

Mit dem vorgestellten Monitoringansatz wurde ein Beobachtungsverfahren entwickelt und erprobt, das weitgehend stichprobentheoretischen und ornithologisch fachlichen Erfordernissen entspricht als auch über den Flächenbezug der

Vogelaufnahmen (Einzelbeobachtung, abgeleitete Reviere) mit Standort- und Nutzungs- bzw. Bewirtschaftungsinformationen integrative Analysemethoden ermöglicht, wie sie z. B. von HENRY et al (2008) für standardisierte Biodiversitätsmonitorings gefordert werden. Potenziell ermöglicht das Monitoring auch die Aufnahme weiterer Agrar-Umweltmerkmale auf den Beobachtungsflächen, um z. B. der Notwendigkeit der ELER-Verordnung (ELER 2006) zum Nachweis der Wirkung von Agrar-Umweltmaßnahmen auf Biodiversitäts- und Umweltmerkmale zu entsprechen, die derzeit noch mangelhaft entwickelt sind.

Insgesamt wurde eine effiziente Organisation zur Implementierung des Monitorings von der Vorbereitung (Flächenauswahl, Kartierunterlagen, Bindung von Kartierern), der unmittelbaren Durchführung der Feldaufnahmen und der anschließenden Auswertung aufgebaut, die sich in den zwei Jahren bewährte.

Der methodische Ansatz des Brutvogelmonitorings auf Agrarflächen in Brandenburg ist dem „Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands“ (MITSCHKE et al. 2005) ähnlich. Allerdings ist als Bezugsraum (Grundgesamtheit) das Agrarland mit den Lebensräumen der Acker- und Grün-

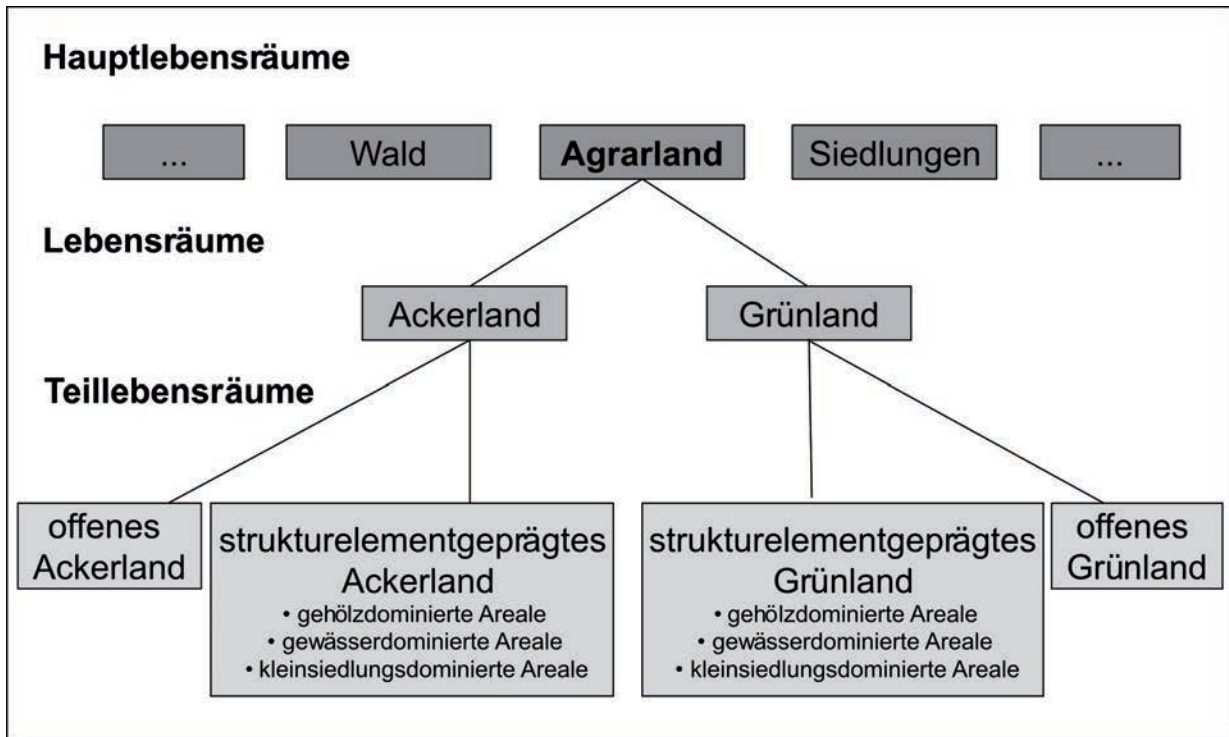


Abb. 6: Gliederung des Hauptlebensraumes Agrarland in Teillebensräume.

Fig. 6: Structuring of the main habitat farmland into partial habitats.

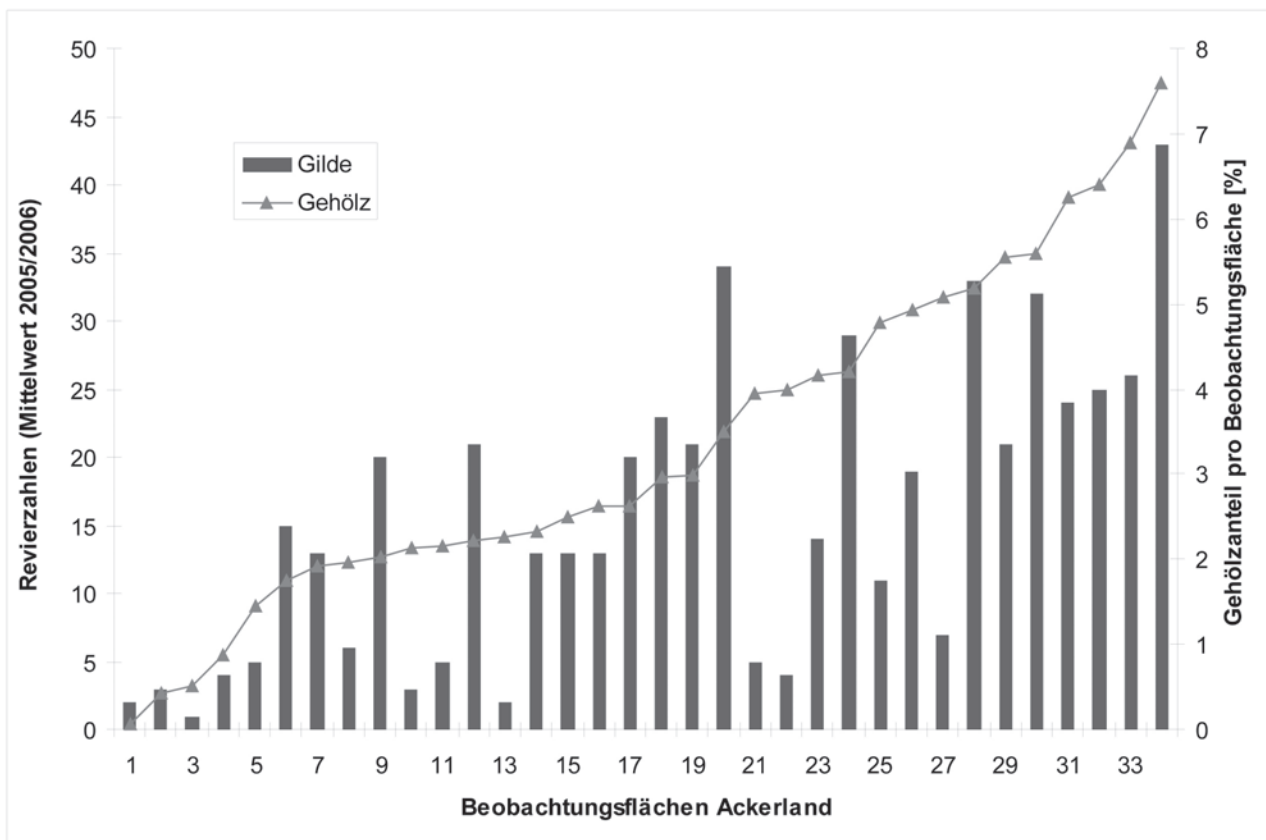


Abb. 7: Beziehung zwischen dem Gehölzanteil je Untersuchungsfläche und der Reviersumme der Gilde „Gehölzstrukturbewohner im Ackerland“.

Fig. 7: Relationship between percentage of wood areas per observation site and territory sum of guild "in landscape structure areas living species at arable land".

land dominierten Flächen Brandenburgs ausgewählt worden (Konzentration auf die Agrarlandschaften), aus der die entsprechenden Stichproben gezogen wurden. Die Aufnahmen werden nicht als Linien-, sondern als ganzflächige Revierkartierung durchgeführt. Dadurch bestehen bessere flächenbezogene, integrative Analysemöglichkeiten.

Häufig begegnet man dem Vorwurf, dass ein professionelles Monitoring für die Erfassung von Daten für landesweite Umweltberichterstattungen zu teuer wäre, und es wird deshalb von Entscheidungsträgern auf u. E. kaum weniger Kosten verursachende, sporadisch vergebene Fachgutachten zurückgegriffen. Für das hier entwickelte und erprobte Verfahren konnte eine hohe Effizienz demonstriert werden. Mit geringem Erhebungsaufwand auf der überschaubaren Anzahl von ca. 65 Beobachtungsflächen von je 1 km² Größe wird mit definierter Genauigkeit die ökologische Situation auf der Grundgesamtheit von 1 545 573 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche geschätzt.

4.2 Beobachtungsspezifische Diskussion

Die Artenzahlen auf den 1 km² Beobachtungsflächen schwankten zwischen 5 und 41, im Mittel um 22. Die Zahl der ermittelten Brutvogelreviere/km² lag zwischen 21 und 217, im Mittel bei ungefähr 80. Die Artenausstattung zeigt eine hohe Bindung an die Landschaftsstrukturen. Diese enorme Streubreite verweist einerseits auf eine geringe Artenausstattung und/oder wenig Reviere auf bestimmten Flächen und andererseits auf eine hohe Artendiversität und/oder viele Reviere auf anderen ausgewählten Beobachtungsflächen. Die gegenwärtige Ausstattungssituation offenbart ein beträchtliches Entwicklungspotenzial in Teilen der Agrarlandschaften. Mit den vorliegenden Erhebungsdaten und Hochrechnungen steht erstmals eine repräsentative Schätzung der aktuellen Brutvogel-Artenausstattung auf Agrarlandschaften zur Verfügung.

Die Untersuchungen der Verteilung der Brutvogelarten unter Beachtung ihrer Lebensraumsansprüche führten zu einer plausiblen Gildenbildung. Damit wurden die Voraussetzungen für die hierarchische Gliederung des Hauptlebensraumes Agrarland in seine untergeordneten Lebensräume Acker- und Grünland und weitere untergeordnete Teillebensräume geschaffen, die bewusst an die Lebensraumklassifizierung des Bundesamtes für Naturschutz angeknüpft. Die Gildenbildung bzw. Definition der Teillebensräume können eine wichtige Grundlage für die pragmatische Bildung von Biodiversitätsindikatoren und für die gezielte Entwicklung von Maßnahmen zur Verbesserung der Habitat- und Landschaftsstrukturen sein.

5 Schlussfolgerungen

Um den Zustand und die Entwicklung der Biodiversität unter sich ändernden natürlichen und anthropogenen Einflüssen zu verfolgen, ist ein statistisch fundiertes Monitoring notwendig. Das entwickelte Brutvogelmonitoring auf Agrarflächen in Brandenburg hat sich bei der Erfassung der Biodiversitätssituation am Beispiel der Brutvögel bewährt. Es besitzt eine für Status- und Entwicklungsanalysen ausreichende fachliche Tiefe und ist technisch-organisatorisch effektiv durchführbar. Das Brutvogelmonitoring auf Agrarflächen in Brandenburg kann als Modell für ein umfassenderes Monitoring auf Agrarlandschaften, bei dem auch weitere Agrar-Umweltindikatoren integrierbar sind, genutzt werden.

Danksagung

Die Arbeiten wurden gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und das Bundesamt für Ernährung und Landwirtschaft so wie durch das Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Der besondere Dank gilt den 21 Kartierern für ihre qualifizierte und termingerechte Brutvogelaufnahme. Die Autoren bedanken sich für die technische Assistenz bei Frau Karin Luzi (ZALF) und die kritische Begleitung des Projektes durch Herrn Dr. Dr. J. Hoffmann (vTI Braunschweig).

Literatur

- ABBO (2001): Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen: Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Verlag Natur & Text, Rangsdorf: 683 S.
- ACHTZIGER, R., STICKROTH, H. & ZIESCHANK, R. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. In: Angewandte Landschaftsökologie, Heft **63**, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 85 S. + Anhang.
- BÜRGER, K. & DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Naturschutzorientierte Umweltbeobachtung in Deutschland: ein Überblick. Natur und Landschaft **76** (2): 49-57.
- BUWAL (2002): Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM, Zwischenbericht. Schriftenreihe Umwelt Nr. **342**, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 88 S. online at: <http://www.comm-care.ch/pdf/SRU-342-D.pdf> (abgerufen am 09.02.2006).
- BUWAL (2005): Vielfalt auf Wiesen – Zahlt der Bund für die richtigen Flächen? Journal Hotspot **11/2005**. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. online at: http://www.umweltschweiz.ch/imperia/md/content/subsite/bdm/hotspot_112004.pdf (abgerufen am 15.02.2006).
- DATEN ZUR UMWELTSITUATION (1995): Daten zur Umweltsituation im Land Brandenburg (DUB), Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg aus CIR-Luftbildern. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Potsdam.
- DORNBUSCH, M., GRÜN, G., KÖNIG, H. & STEPHAN, B. (1968): Zur Methode der Ermittlung von Brutvogel-Siedlungsdichten auf Kontrollflächen. In: Mitt. IG Avifauna DDR **1**: 7-16.
- DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ mit der Ökologischen Flächenstichprobe. Natur und Landschaft **76**: 58-69.
- EBERT, W., TROMMER, R. & SCHWÄHN, P. (1980): Ein operatives Überwachungs- und Prognosesystem auf EDV-Basis für Schaderreger der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion (I. Teil: Schaderregerüberwachung). Arch. Phytopathol. u. Pflanzenschutz **16**: 119-134.
- EBERT, W. & LUTZE, G. (1987): Entwicklung der Schaderreger- und Bestandesüberwachung zum komplexen Überwachungs- und Prognosesystem des Pflanzenschutzes. Nachr. Bl. Pflanzenschutz DDR **41**: 5-8.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching: 879 S.
- ELER (2006): VERORDNUNG (EG) Nr. 1974/2006 DER KOMMISSION vom 15. Dezember 2006 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen

- Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER): 56 S.
- EUROSTAT (2005): Messung der Fortschritte auf dem Weg zu einem nachhaltigen Europa. – Indikatoren für nachhaltige Entwicklung für die Europäische Union, Daten 1990–2005, Europäische Kommission, Luxemburg: 271 S.
- GEORGE, K. (2004): Veränderungen der ostdeutschen Agrarlandschaft und ihrer Vogelwelt. Dissertation, Univ. Halle-Wittenberg. In: Beiträge zur Avifauna Sachsen-Anhalts **12**: 138 S.
- GREGORY, R.D. (2005a): Bird monitoring at European scale. Vortragstagung anlässlich des 35-jährigen Bestehens des DDA, Gnevikow, 27.–30.10.2005.
- GREGORY, R.D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., MEYLING, A.W.G., NOBLE, D.G., FOPPEN, R.P.B. & GIBBONS, D.W. (2005b): Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. Soc. R. Soc. B* **360**: 269-288.
- GREGORY, R.D. (2006): Birds as biodiversity indicators for Europe. *Significance*: 106-110.
- HENRY, P.-Y., LENGYEL, S., NOWICKI, P., JULLIARD, R., CLOBERT, J., ČELIK, T., GRUBER, B. SCHMELLER, D.S., BABIJ, V. & HENLE, K. (2008): Integrating ongoing biodiversity monitoring: potential benefits and methods. *Biodivers Conserv* **17**: 3357-3382.
- HELLAWELL, J.M. (1991): Development of a rationale for monitoring. In: GOLDSMITH, F.B. (Hrsg.): *Monitoring for Conservation and Ecology*. London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras: 1-14.
- HINTERMANN, U., WEBER D. & ZANGGER, A. (2000): Biodiversity monitoring in Switzerland. *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* **62**: 47-58.
- HINTERMANN, U., WEBER, D., ZAGGER, A. & SCHMILL, A. (2002): Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM, Zwischenbericht. *Schriftenreihe Umwelt Nr. 342*, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 88 S.
- HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D. & SEIBEL, S. (1999): Die Ökologische Flächenstichprobe. In: *Jb. Naturschutz u. Landschaftspflege* **51**: 215-226.
- ISAAKS, E.H. & SRIVASTAVA, R.M. (1989): *Applied Geostatistics*. Oxford University Press: 572 pp.
- LENGYEL, S., DĚRI, E., VARGA, Z., HORVÁTH, R., TÓTHMÉRÉSZ, B., HENRY, P.-Y., KOBLEK, A., KUTNAR, L., BABIJ, V., SELINKAR, A., CHRISTIA, C., PAPASTERGIADOU, E., GRUBER, B. & HENLE, K. (2008): Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodivers Conserv* **17**: 3327-3339.
- LUTZE, G., SCHULTZ, A. & KIESEL, J. (2004): Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Beispiele aus nordostdeutscher Landschaften. In: WALZ, U., LUTZE, G., SCHULTZ, A. & SYRBE, R.-U. (Hrsg.): *Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen*. IÖR-Schriftenreihe, Dresden, Bd. **43**: 313-324.
- LUTZE, G., KIESEL, J. & KALETTKA, T. (2006): Charakteristische Ausstattungselemente von Jungmoränenlandschaften – dargestellt am Beispiel von Ackerhohlformen und Flurgehölzen in der Ziethener Moränenlandschaft. In: LUTZE, G., SCHULTZ, A. & WENKEL, K.-O. (Hrsg.): *Landschaften beobachten, nutzen und schützen: Landschaftsökologische Langzeit-Studie in der Agrarlandschaft Chorin 1992–2006*. Teubner, Wiesbaden: 219-235.
- MITSCHEKE, A., SUDFELDT, CH., HEIDRICH-RISKE, H. & DRÖSCHMEISTER, R. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* **126**: 127-140.
- MITSCHEKE, A., FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2008): Häufige Brutvögel. In: SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., GRÜNEBERG, C., JAEHNE, S., MITSCHEKE, A. & WAHL, J. (Hrsg.): *Vögel in Deutschland – 2008*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. 4-7.
- PAPAZOGLU, C. KREISER, K., WALICZKY, Z. & BURFIELD, I. (2004): *Birds in the European Union: a status assesment*. Wageningen. The Netherlands: BirdLife International, 50 p.
- SCHMELLER, D.S. (2008): European species and habitat monitoring: where are we now? *Biodivers Conserv* **17**: 3321-3326.
- SCHWARZ, J. & FLADE, M. (2005): 14. Bericht über das DDA-Monitoringprogramm häufiger deutscher Brutvögelarten. Zeitraum 1989–2004. Bericht Nr. 14, Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V.: 44 S.
- STICKROTH, H., SCHMITT, G., ACHTZIGER, R., NIGMANN, U., RICHTER, E. & HEILMEISER, H. (2003): Konzept für ein naturschutzorientiertes Tierartenmonitoring – am Beispiel der Vogelfauna. Endbericht zum F+E-Projekt „Modell für eine Gesamtkonzeption zum Tierartenbestandsmonitoring des Bundes am Beispiel der Vogelfauna. In: *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft **50**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 397 S.
- SUDFELD, C., DRÖSCHMEISTER, R., GRÜNEBERG, C., MITSCHEKE, A., SCHÖPF, H. & WAHL, J. (2007): *Vögel in Deutschland – 2007*. DDA, Bundesamt für Naturschutz, LAG VSW, Münster, 40 S.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Raldolfzell: 792 S.
- TROMMER, R. (1969): Ein Vergleich verschiedener Stratifizierungsmöglichkeiten bei der Variablen Probenahme in ihrer Auswirkung auf die Genauigkeit der Grundfläche. *Arch. Forstwesen* **18**: 561-567.
- TROMMER, R. (1986): *Anwendung mathematisch-statistischer Verfahren bei der Überwachung von Schaderregern der landwirtschaftlichen Produktion*. Dissertation B, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR: 139 S.
- VOIGTLÄNDER, U., SCHELLER, W. & MARTIN, C. (2001): Ursachen für die Unterschiede im biologischen Inventar der Agrarlandschaften in Ost- und Westdeutschland. *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft **40**. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg: 408 S.
- VORISEK, P. & MARCHANT, J.H. (2003): Review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. *Bird Census News* **16**: 14-38.
- WAWRZYNIAK, H., LUTZE, G., KIESEL, J. & VOSS, M. (2006): Brutvogelarten in der Ziethener Moränenlandschaft als Indikator der biotischen Integrität. In: LUTZE, G., SCHULTZ, A. & WENKEL, K.-O. (Hrsg.): *Landschaften beobachten, nutzen und schützen: Landschaftsökologische Langzeit-Studie in der Agrarlandschaft Chorin 1992–2006*. Teubner, Wiesbaden: 219-235.

submitted: 24.11.2008

reviewed: 03.11.2009

accepted: 07.01.2010

Autorenanschriften:

Dr. sc. Gerd Lutze*, Marion Voss, Joachim Kiesel,
Prof. Dr. Karl-Otto Wenkel
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und
Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.
Institut für Landschaftssystemanalyse
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

* Korrespondierender Autor

Tel.: 03334/82395

Email: gerd.lutze@googlemail.com

Prof. Dr. Alfred Schultz
Fachhochschule Eberswalde
Möllerstr. 1, 16225 Eberswalde

Dr. Beatrix Wuntke
Umweltforschung, -bildung und -beratung
Kirschenallee 1a, 14550 Groß Kreutz/Havel

Electrocution of raptors at power lines in Central Kazakhstan

Ulrike Lasch, Stefan Zerbe and Martin Lenk

Abstract

Along three transects of medium voltage power lines in the steppe of Central Kazakhstan, surveys for bird casualties were carried out in summer 2006 in order to estimate the quantitative and qualitative impact of power lines on bird mortality in this area. In total, 409 dead birds of 34 different species were found. Raptors represented 44 % of the total (179 individuals, 10 species). Most of them died due to electrocution. The proportion of raptors strongly varied between early and late summer; the increase in August suggests that especially young birds are prone to electrocution. The density of raptor casualties varied from 0.1 to 7.6 birds per line km and month. Adverse effects of power lines on bird life could be avoided by changing the pole construction (use of suspended insulators) or protective measures (e. g. caps).

Keywords: bird casualties, birds of prey, collision, Kazakhstan, steppe

Zusammenfassung

Zur Bestimmung des qualitativen und quantitativen Ausmaßes des Stromtodes von Vögeln in Zentralkasachstan wurden im Sommer 2006 Transektzählungen entlang von drei Mittelspannungsleitungen in dieser Region durchgeführt. Insgesamt wurden 409 tote Vögel (34 verschiedene Arten) gefunden, davon 44 % Greifvögel (179 Individuen, 10 Arten). Der Großteil starb durch Elektrokution. Der Anteil der Greifvögel variierte stark zwischen Früh- und Spätsommer. Der Anstieg im August lässt vermuten, dass Jungvögel besonders gefährdet sind. Die Greifvogeldichte betrug zwischen 0,1 und 7,6 Vögel pro Transekt-km und Monat. Durch veränderte Mastenkonstruktion (hängende Isolatoren) oder Schutzmaßnahmen (isolierende Hauben) kann viel zum Vogelschutz beigetragen werden.

Schlüsselwörter: Stromtod, Greifvögel, Kollision, Kasachstan, Steppe

1 Introduction

Throughout the world the availability of electricity is one of the key features of a high living standard. On its way from power plants to users, electricity is mainly transported via above-ground power lines. This „wiring“ of the landscapes and dangerous construction of medium voltage power lines by using upright insulators (instead of suspended ones) exposes birds to deathly risks (e. g. HAAS 1980, BEVANGER 1994, 1998, LEHMAN et al. 2007). These widely used constructions of above-ground power lines pose two major threats to birds (JANSS 2000, HAAS et al. 2003):

1. The **risk of electrocution**, i. e. birds sitting on power poles and/or conducting cables are killed when they cause short circuits (short circuit between phases or short-to-ground).

2. The **risk of collision**, i. e. birds in flight collide with the cables of power lines because these are difficult to perceive as obstacles.

Particular high numbers of bird casualties related to electrocution and collision have been recorded in open landscapes such as wetlands or grassland (HAAS et al. 2003, LEHMAN et al. 2007). In the absence of trees in these habitats, birds of prey are especially attracted by power poles. These are used as lookout points, perching, roosting, and nesting sites (KARYAKIN et al. 2005, INFANTE and PERIS 2003, SÁNCHEZ-ZAPATA et al. 2003). Various studies point out the negative consequences of electrocution respectively collision on a population level, e.g. for the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) (FERRER et al. 1991), Eagle Owl (*Bubo bubo*) (SEGIO et al. 2004) and tetraonids (BEVANGER 1995). There is evidence that increased mortality and population declines in Steppe Eagle (*Aquila nipalensis*) might have been caused by electrocution in Kazakhstan (MOSEIKIN 2003). In our study, we focused on steppe habitats in Kazakhstan. We concentrated on the qualitative and quantitative assessment of the potential risk for birds which are exposed to power lines in this poorly studied area (LEHMAN et al. 2007). We used a transect count approach to gather baseline data for the development of strategies to minimize the risks for birds from power lines.

2 Study Area

The above described particularities of steppe habitats can be met throughout Central Asia. We chose the “Korgalzhyn State Nature Reserve“ (Zapovednik) and its surroundings which are part of the Tengiz-Korgalzhyn Lake System (50°25'N 069°15'E) as a study plot (nearest town: Korgalzhyn). The Tengiz area represents one of the most important stop-over sites for waterbirds on the Central Asian Flyway (SCHIELZETH et al. 2008). A number of threatened raptor species such as Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*), Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*), Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) and Saker Falcon (*Falco cherrug*) can be found in adjacent steppe areas, especially during migration (GAVRILOV 1999, GAVRILOV and GAVRILOV 2005). Its mosaic of numerous salt and fresh water lakes embedded in dry steppe landscape makes it a region of high public and conservation interest, particularly on an international scale. The area is protected since 1968, was declared a Ramsar Site in 1976, is part of the global “living lakes“ network (GNF 2008, WETLANDS INTERNATIONAL 2008), and was recently declared UNESCO World Heritage Site (Saryarka – UNESCO 2008).

Three different transects along medium voltage power lines (10–35 kV) with upright insulators, each around 15 km long, were chosen for our study. They run parallel to unpaved earth roads and are hereafter referred to as the nearest settlements, i. e. Arykty, Karazhar, and Korgalzhyn. The construction of the poles is the same at all three sites and the vegetation height and density is similar along the transects, so that the detectability of birds does not differ from site to site. In contrast to the more urban environment around Korgalzhyn,

Tab. 1: Anzahl der Totfunde entlang der drei untersuchten Transekte in Kasachstan. Ein Großteil der in der Rubrik „others“ zusammengefassten Vögel sind Krähen (*Corvus cornix* und *C. frugilegus*).

Tab. 1: Number of casualties found in total along the three investigated transects in Kazakhstan during the study period from May to August 2006; mainly crows (*Corvus cornix* and *C. frugilegus*) account for the casualties summarized as „others“.

Raptors (Accipitriformes)	Number electrocuted						Σ
	Arykty		Karazhar		Korgalzhyn		
Species	May+June	August	May+June	August	May+June	August	
<i>Accipiter nisus</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Aquila heliaca</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Aquila spec.</i>	0	3	0	0	0	0	3
<i>Buteo buteo vulpinus</i>	2	0	0	0	0	0	2
<i>Buteo lagopus</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Buteo rufinus</i>	7	26	1	0	1	0	35
<i>Buteo rufinus / buteo</i>	1	8	2	0	1	1	13
<i>Buteo spec.</i>	0	4	1	2	0	0	7
<i>Circus macrourus</i>	0	7	0	0	0	0	7
<i>Circus macrourus / pygargus</i>	0	12	0	0	0	0	12
<i>Falco cherrug</i>	0	2	0	0	0	0	2
<i>Falco tinnunculus</i>	5	12	5	4	0	3	29
<i>Falco tinnunculus / naumanni</i>	10	40	0	9	0	2	61
<i>Falco vespertinus</i>	4	0	0	0	0	0	4
<i>Milvus migrans</i>	1	0	0	0	0	0	1
Σ Raptors	32	114	9	15	3	6	179
Others	122	15	34	24	23	12	230
Σ Total	154	129	43	39	26	18	409

the area around Karazhar is characterised by pristine steppe habitats and many (salt) lakes whereas around Arykty fields and mainly fallow land are predominant.

3 Material and methods

Field work was carried out in May and June 2006 (up to 5 surveys at each site) and additionally once again at the end of August 2006. During each survey, the whole length of the transect was examined by walking along the power line. Thus the bias of unequal detectability, depending on the size of the bird, was minimized. Every casualty found within a corridor of 10 metres width to both sides of the power line was marked with colour spray so that accidental double-counting during following visits was precluded. If possible, birds were aged and sexed according to their plumage features (SVENSSON et al. 1999). All birds classified as electrocution victims were found underneath or very close to the poles. Visual detectable injuries of the birds were carefully examined in order to identify electrocution.

4 Results

During all surveys combined, from May to August 2006, 409 casualties of 34 different species were recorded in total (electrocution and collision). Raptors accounted for 44 % (Table 1).

Among these, especially falcons were affected, with 96 out of 179 individuals (54 %). In August, only four Common Kestrels (*Falco tinnunculus*) out of 70 individuals were adult males (the rest adult females and immature birds). Dead buzzards (*Buteo spec.*) were recorded quite frequently as well (32 % of all birds found dead). Although Pallid and Montague's Harriers (*Circus macrourus* and *pygargus*) usually do not perch on poles, 19 remains of these harriers were found; at least 15 of them were first calendar-year birds. Furthermore, one immature Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) was found (species listed as Vulnerable – IUCN 2007) as well as three other eagles – probably Steppe Eagles (*Aquila nipalensis*). Additionally, two Saker Falcons (*Falco cherrug*), one of them a first calendar-year bird, were discovered. This species is considered worldwide as endangered (IUCN 2007).

There is a large regional variation in total numbers of casualties with 154 dead birds found near Arykty in May/June 2006 compared to 43 in Karazhar and 26 in Korgalzhyn, respectively (Figure 1). The results for August 2006 confirm this trend. Raptors, crows, and gulls together account for 93 % of all casualties. They are, besides small Passerines, among the most abundant steppe species in this area, so the probability to find those is higher than in other species. But also, they tend towards resting on poles and are therefore more vulnerable in regard to electrocution. Almost all raptor casualties were found directly underneath the poles. Only one

collided raptor, a first calendar-year Long-legged Buzzard (*Buteo rufinus*), was recorded. Mainly nocturnal migrants such as waterfowl, waders, and song birds are especially prone to collide with power lines. For example two Baillon's Crakes (*Porzana pusilla*) were found dead. But their number plays only a minor role during our investigation since over 90 % of all casualties were killed by electrocution (Figure 1). In May and June, a total of 223 casualties (44 raptors) were recorded. During only one census at each site in August, 186 casualties (135 raptors) were recorded.

Two important changes were perceived during the summer period: (1) a distinct increase of casualties during the summer months and (2) the proportion of killed raptors increased distinctly, especially due to high numbers of perished Common / Lesser Kestrels (*Falco tinnunculus / naumanni*) (Table 1). These overall trends are documented for each investigated transect (Figure 1 and 2). Table 2 presents the correspondent densities of bird casualties per line km and month. In the Tengiz area, 0.1 (Korgalzhyn, May 2006) to 7.6 (Arykty, August 2006) raptors (0.9 to 8.6 birds in total) died per line km and month.

5 Discussion

In our study, we confirmed that electrocution represents a serious risk to birds, in particular to raptors. In August, almost twice as many bird victims were detected than in the preceding months (Table 1). This increase is mainly caused by raising numbers of electrocuted raptors and can probably be attributed to the dispersal of juveniles as well as to migration movements. Immature birds seem to be especially prone to electrocution. Not only single individuals but large numbers of young birds died by electrocution which is in accordance with the results of other studies (e. g. JANSS and FERRER 2001, RUBOLINI et al. 2001). Casualty densities averaged over all

sites and the whole study period account for 1.3 raptors (3 birds in total) per km and month. This indicates an outstanding electrocution rate during the summer months. In other studies, much lower electrocution rates were stated. RUBOLINI et al. (2005) determined a median rate of 0.25 birds per km and month (3 birds per km and year) for different habitat types in Italy. KARYAKIN et al. (2005) reported densities of 0.56 raptors per km for one census carried out in May 2003 in western Kazakhstan.

Our own observations show that the carcasses of killed birds remain for some time beneath or near the pole. Even after two to three weeks most of the carcasses were still there. FERRER et al. (1990) also dealt with the problem of "disappearing" casualties and concluded that after one month only 40 % of the original number are left. Since our census was carried out at least once a month probably an even higher proportion of the overall casualties was documented along the three transects.

We found that besides waterfowl also waders, passerines, etc. collide with power lines. These species are primarily small and therefore do not remain beneath the pole for a long time (FERRER et al. 1990); probably because they are prone to dislocation by mammals and carrion-eating birds and their decay rate is much faster. This could be confirmed by this study since most small birds encountered only died recently prior to detection. Thus, a potential underestimation of small-sized casualties should be taken into consideration.

Since there is no difference in pole construction (and thus also in the potential danger) our data suggest that the total number of casualties depends upon the surrounding habitat quality. The denser a local bird population the higher the risk of electrocution of single individuals. Since the area around Karazhar and also Arykty is almost undisturbed, higher breeding densities of raptors e. g. Pallid Harrier and Short-

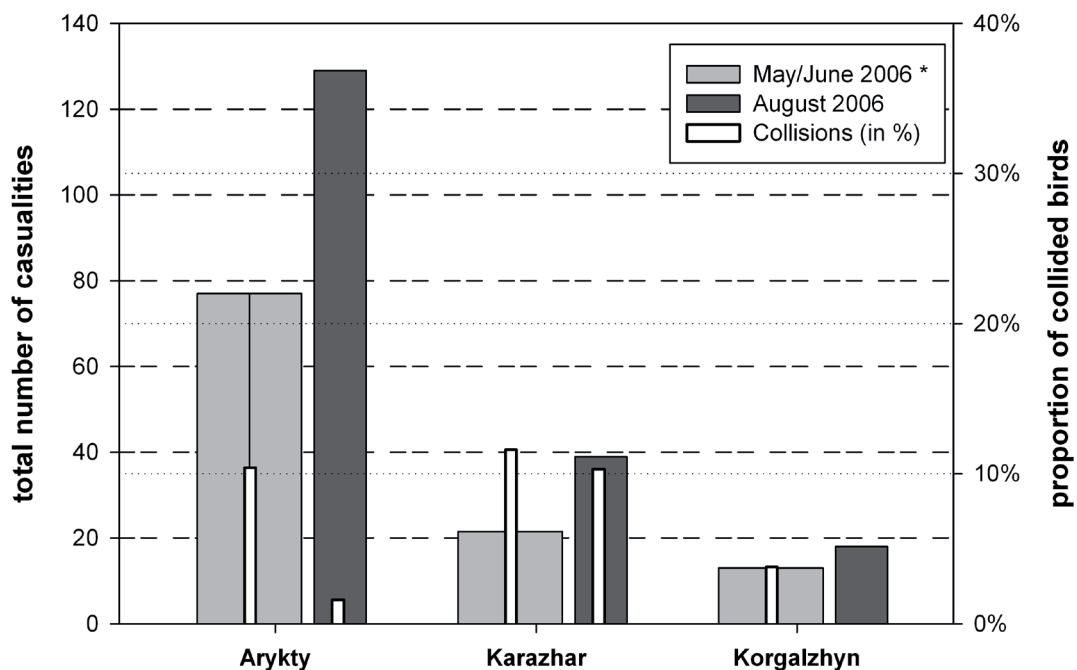


Abb. 1: Gesamtzahl tödlich verunglückter Vögel und Anteil der Kollisionen für die drei untersuchten Transekte in Kasachstan.
*Monatsdurchschnitt

Fig. 1: Total number of casualties and proportion of collision along the three investigated transects in Kazakhstan.
*average per month

Tab. 2: Durchschnittliche Totfunde pro km und Monat.

Tab. 2: Casualties found averaged per line km and month.

	Dead Birds per line km and month					
	Arykty		Karazhar		Korgalzhyh	
	May/June	August	May/June	August	May/June	August
<i>Raptors</i>	1,1	7,6	0,3	1,0	0,1	0,4
<i>Total</i>	5,1	8,6	1,4	2,6	0,9	1,2

eared Owl (*Asio flammeus*) in those habitats are likely. Three dead Short-eared Owls were found along the Arykty transect. Additionally, a colony of Rooks (*Corvus frugilegus*; about 300 breeding pairs) and a falcon colony composed of Common Kestrel (6 pairs) and Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*; about 10 pairs) were found 7 km north from Arykty. Thus, besides juvenile dispersal, another reason for high numbers of casualties in Arykty could be accounted for by the nearby falcon colony and a gradation year of voles in 2006 (J. KAMP, pers. comm.) leading to high breeding success of all raptor species.

On the population level, it has been revealed that electrocution can severely affect highly threatened bird species like the Saker Falcon. TUCKER and GORIUP (2005) suggest that losses due to electrocution have a significant impact on populations of this species.

Since reliable data on local raptor populations are not available, it is hardly possible to determine the impact of these high electrocution rates on a local level. It is however known that electrocution has a negative impact on the global populations of not yet globally endangered species, e. g. Steppe Eagle, Long-legged Buzzard, and Common Kestrel (TUCKER and GORIUP 2005). Large Raptors follow the k-strategy (MEYBURG et al. 2004) and therefore increased mortality has a large impact on the composition and size of populations (RUBOLINI et al. 2005). That is why the frequency of electrocution does not reveal the impact on the population level of a species. For

rare species, the death of only some birds may already have significant consequences for the whole population. BEVANGER (1994) points out towards the possible cumulative effects of various negative impacts on bird populations. Considering the reported high power line mortality (which comprises only a small fraction of the total numbers of birds killed by electrocution worldwide), he calls for raised public awareness and activities to mitigate adverse effects on bird life despite not always available data about effects on local populations (BEVANGER 1998).

6 Conclusion

The investigated power lines (which belong to the most common construction type) pose a threat to birds. But it has to be pointed out that power lines are not necessarily dangerous to birds. It is the combination of badly engineered insulator and conductor constructions (which can be found especially on medium voltage power lines) on the one hand and of the attractiveness of power poles for many birds, especially raptors, on the other hand that explains the high risk posed to birds in our study area. On the short term, priority should be taken to apply safety measures (e. g. isolating caps) in sensible areas with high densities of breeding and migrating birds. On the long run, the overall aim should be to render all medium power lines safe in a feasible way. This can be achieved by different means which are outlined, e. g. by HAAS and SCHÜRENBERG (2008) and MATSINA (2008):

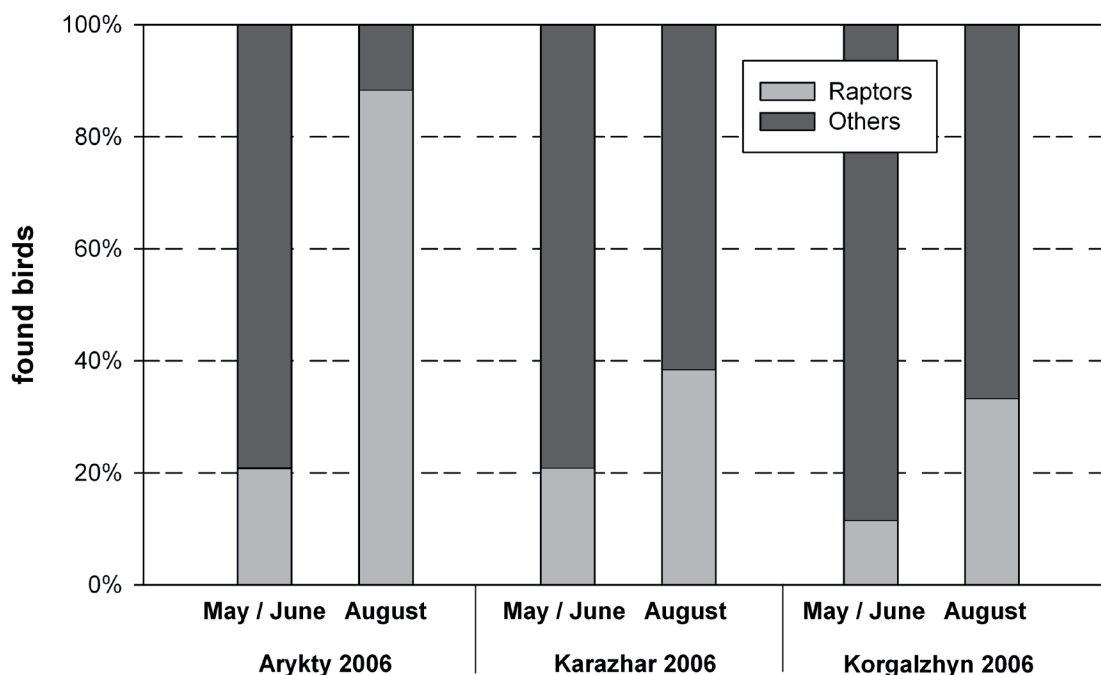


Abb. 2: Anteil der Greifvögel an der Gesamtzahl tödlich verunglückter Vögel für die drei untersuchten Transekte in Kasachstan.

Fig. 2: Proportion of dead raptors found along the three investigated transects in Kazakhstan.

- The modification of power lines (when they are reconstructed), e. g. by the use of suspended insulators,
- the cover of insulators with PVC caps, i. e. isolated tubing close to poles, and
- the reduction of power lines, e. g. by the introduction of alternative, local energy sources (e. g. solar energy in immediate proximity to the consumers).

Engineers of power supply companies should be aware of this danger to avian fauna. Accordingly, bird safety has to be considered when new poles are erected and unnecessarily dangerous constructions, viz. upright insulators, should be banned. KARYAKIN (2008) suggests that in Kazakhstan measures should be implemented at the state level, e.g. as in Germany where the construction of new „killer poles“ became generally prohibited and all existing power poles have to be rendered safe until 2012 (Federal Nature Conservation Act 2002: BNatSchG §53).

Acknowledgements

We thank DAAD and NABU Germany for their financial support of this study. Field work would not have been possible without the logistic support of the Sociable Lapwing Project, especially M. Koshkin and R. Sheldon and the hospitality of our Kazakh friends. We are indebted to J. Kamp and T. Sacher for valuable comments on the manuscript. T. Zane kindly checked the English version. Special thanks to M. Himpel for improving the layout and continuous backing.

References

- BEVANGER, K. (1994): Bird interactions with utility structures: Collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* **136**: 412-425.
- BEVANGER, K. (1995): Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *J. Appl. Ecol.* **32**: 745-753.
- BEVANGER, K. (1998): Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biol. Conserv.* **86**: 67-76.
- FERRER, M., DE LA RIVA, M., CASTROVIEJO, J. (1991): Electrocutions of raptors on power lines in southwestern Spain. *J. Field Ornithol.* **62**: 181-190.
- GNF (2008): <http://www.globalnature.org>.
- GAVRILOV, E.I. (1999): Fauna and distribution of the birds of Kazakhstan. Almaty: pp. 198. (in Russian)
- GAVRILOV, E.I., GAVRILOV, A.E. (2005): The Birds of Kazakhstan (abridged edition). Tethys Ornithol. Res., Vol. II. Almaty.
- HAAS, D. (1980): Gefährdung unserer Großvögel durch Stromschlag – eine Dokumentation. *Ökol. Vögel, Sonderheft* **2**: 7-57.
- HAAS, D., NIPKOW, M., FIEDLER, G., SCHNEIDER, R., HAAS, W., SCHÜRENBERG, B. (2003): Vogelschutz an Freileitungen: Tödliche Risiken für Vögel und was dagegen zu tun ist: ein internationales Kompendium. NABU: pp.50.
- HAAS, D., SCHÜRENBERG, B. (Eds.) (2008): Stromtod von Vögeln. Grundlagen und Standards zum Vogelschutz an Freileitungen. *Ökol. Vögel* **26**: 1-303.
- INFANTE, O., PERIS, S. (2003): Bird nesting on electric power supports in northwestern Spain. *Ecol. Eng.* **20**: 321-326.
- IUCN (2007): Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 05 March 2008.
- JANSS, G. (2000): Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biol. Conserv.* **95**: 353-359.
- JANSS, G., FERRER, M. (2001): Avian electrocution mortality in relation to pole design and adjacent habitat in Spain. *Bird Conserv. Int.* **11**: 3-12.
- KARYAKIN, I.V., NOVIKOVA, L.M., PAZHENKOV, A.S. (2005): Electrocutions of birds of prey on power lines in the Aral Sea Area. *Raptors Conserv.* **2**: 31-32.
- KARYAKIN, I.V. (2008): Lethal lines continue to harvest their crop in Kazakhstan. *Raptors Conserv.* **11**: 14-21.
- LEHMAN, R.N., KENNEDY, P.L., SAVIDGE, J.A. (2007): The state of the art in raptor electrocution research: A global review. *Biolog. Conserv.* **136**: 159-174.
- MATSYNA, A.I. (2008): Short review of techniques for the prevention of bird electrocution on overhead power lines. *Raptors Conserv.* **11**: 10-13.
- MEYBURG, B.-U., LANGGEMACH, T., GRASZYNSKI, K., BÖHNER, J. (2004): The situation of the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in Germany: The need for an Action Plan and active Conservation. In: CHANCELLOR, R.D., MEYBURG, B.-U. (Eds.): *Raptors Worldwide*. Budapest, WWGBP/MME: 601-613.
- MOSEIKIN, V.N. (2003): The operation and construction of fatal power lines continues in Russia and Kazakhstan. Abstract. World Conference on Birds of Prey, Budapest, May 2003.
- RUBOLINI, D., BASSI, E., BOGLIANI, G., GALEOTTI, P., GARAVAGLIA, R. (2001): Eagle Owl *Bubo bubo* and power line interactions in the Italian Alps. *Bird Conserv. Int.* **11**: 319-324.
- RUBOLINI, D., GUSTIN, M., BOGLIANI, G., GARAVAGLIA, R. (2005): Birds and powerlines in Italy: an assessment. *Bird Conserv. Int.* **15**: 131-145.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., CARRETE, M., GRAVILOV, A., SKLYARENKOC, S., CEBALLOS, O., DONÁZAR, J.A., HIRALDO, F. (2003): Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biol. Conserv.* **111**: 71-77.
- SCHIELZETH, H., EICHHORN, G., HEINICKE, T., KAMP, J., KOSHKIN, M.A., KOSHKIN, A.V., LACHMANN, L. (2008): Waterbird migration on the Central Asian flyway: Population size estimates from a key staging area in Central Kazakhstan. *Bird Conserv. Int.* **18**: 71-86.
- SERGIO, F., MARCHESI, L., PEDRINI, P., FERRER, M., PENTERIANI, V. (2004): Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the Eagle Owl *Bubo bubo*. *J. Appl. Ecol.* **41**: 836-845.
- SVENSSON, L., GRANT, P.J., MULLARNEY, K., ZETTERSTRÖM, D. (1999): *Der neue Kosmos Vogelführer*. Kosmos: pp.400.
- TUCKER, G., GORIUP, P. (2005): Assessment of the merits of an instrument under the Convention on Migratory Species covering migratory raptors: Review of the Status of Migratory Raptors in Africa and Eurasia. Defra: pp.76.
- UNESCO (2008): World Heritage List. <http://whc.unesco.org/en/list/1102>. downloaded on 04.11.2008.
- WETLANDS INTERNATIONAL (2008): Ramsar Sites Information Service. <http://www.wetlands.org/rsis>.
- submitted: 12.01.2009
 reviewed: 16.04.2009
 accepted: 26.06.2009

Autorenanschriften:

Ulrike Lasch
corresponding author
Institute for Botany and Landscape Ecology
University of Greifswald
Grimmer Straße 88, 17487 Greifswald, Germany
Tel.: +49 3834 86 4131
Fax.: +49 3834 86 4114
Email: ulrike.lasch@uni-greifswald.de

Prof. Dr. Stefan Zerbe
Faculty of Science and Technology
Free University of Bozen – Bolzano
I-39100 Bozen, Italy
Tel.: +39 0471 017150
Fax.: +39 0471 017099
Email: stefan.zerbe@unibz.it

Martin Lenk
Institute for Botany and Landscape Ecology
University of Greifswald
Grimmer Straße 88, 17487 Greifswald, Germany
Email: lenk@uni-greifswald.de