



ISSN 1614-7103

URN urn:nbn:de:0041-afsv00015

Oktober 2005

Karrer Walentowski Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde

A F S V
W a l d ö k o l o g i e O n l i n e

B e r i c h t e
der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde

Herausgeber dieses Bandes:
Gerhard K a r r e r
Helge W a l e n t o w s k i.

Heft 2 Oktober 2005

AFSV

WALDÖKOLOGIE-ONLINE

ISSN 1614-7103

URN urn:nbn:de:0041-afsv00015

Nr. 2, Oktober 2005

info@afsv.de

Freising-Weihenstephan

Prof. Dr. G. Karrer, Wien, Dr. H. Walentowski, Freising

Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde



Herausgeber dieses Bandes: Gerhard K a r r e r und Helge W a l e n t o w s k i. Für den Inhalt der Arbeiten sind die Verfasser allein verantwortlich.

Die Deutsche Bibliothek has archived the electronic publication "Waldökologie-online", which is now permanently available at <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0041-afsv00015>

Hinweise für Autoren

Hier werden ausschließlich Original-Arbeiten publiziert. Die Autoren werden gebeten, dies ausdrücklich in der Begleit-Mail zu bestätigen. Es werden Manuskripte zu allen klassischen und innovativen Themen der AFSV (www.afsv.de) angenommen. Die Veröffentlichung in Waldökologie-Online erfolgt als pdf-Datei. Über die Annahme der Beiträge wird aufgrund externer Gutachten entschieden (peer review-System). Wichtige Details:

- Manuskripte werden per E-Mail als Attachment eingereicht.
- Folgende Text-Formate werden akzeptiert: *.doc, *.rtf
- Beiträge werden überschrieben mit
 - Vorname und Name des/der Autors/en
 - Institution
 - Titel des Beitrags
- Abbildungen sind möglich in den Formaten *.jpg, *.gif, *.tif oder auch als Excel-Grafiken *.xls
Bitte immer auch die Original-Dateien einsenden!
- Beiträge können in Deutsch oder Englisch verfasst sein.
- Ein Abstract in Englisch (max. 1.000 Zeichen) sollte vorangestellt werden.

Redaktion / editors in chief:

Die Manuskripte senden Sie bitte per E-Mail an einen der Herausgeber:

- Prof. Dr. Gerhard **Karrer**, Universität für Bodenkultur Wien, Department für Integrative Biologie (H830), Gregor Mendelstr. 33, A-1180 Wien, e-mail: gerhard.karrer@boku.ac.at
- Dr. Helge **Walentowski**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising, e-mail: wal@lwf.uni-muenchen.de

Redaktions-Beirat / Co-ordinating editors:

- Prof. Dr. Jörg **Ewald**, Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
- Prof. Dr. Anton **Fischer**, Technische Universität München, Fachgebiet für Geobotanik
- Prof. Dr. Georg **Graherr**, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz
- Prof. Dr. Birgit **Kleinschmit**, Technische Universität Berlin, Fachgebiet für Geoinformationsverarbeitung in der Landschafts- und Umweltplanung
- Dr. Christian **Kölling**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
- Dr. Hans-Gerhard **Michiels**, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- Prof. Dr. Albert **Reif**, Universität Freiburg, Waldbau-Institut
- Dr. Rainer **Schulz**, Universität Göttingen, Institut für Forstliche Biometrie und Informatik
- Rudolf **Seitz**, Aichach
- Prof. Dr. Peter A. **Schmidt**, Technische Universität Dresden, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz
- Prof. Dr. Wolfgang **Schmidt**, Universität Göttingen, Institut für Waldbau
- Prof. Dr. Winfried **Türk**, Fachhochschule Lippe und Höxter / Abt. Höxter, Fachgebiet Vegetationskunde
- Prof. Dr. Stefan **Zerbe**, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie

Copyright

Das Copyright für alle Web-Dokumente und Bilder liegt beim Journal Waldökologie-Online. 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 Beitragsteile ist dagegen nicht zulässig. Für nicht-kommerzielle Ausbildungszwecke, insbesondere für Zwecke von Forschung, Lehre und Unterricht, können einzelne Materialien kopiert werden, solange eindeutig die Urheberschaft der Autoren und der Übernahme aus dem Journal Waldökologie Online kenntlich gemacht werden.

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 und unterstrichen: Seitenzahlen.

Beispiel:

Aßmann, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Norwestdeutschen 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://www997.wb09.de/download/literatur/waldokologie-online/waldokologie-online_heft1-5.pdf

Bestellung von waldökologie online als print on demand:

Waldökologie online kann auch in gedruckter Form (S/W-Druck) im Format 17 x 24 cm zum Stückpreis von 4,50 € 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.forstbuch.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.

Editorial

Liebe Leserinnen und Leser,

in unserem Heft erwartet Sie ein breites Spektrum anwendungsorientierter waldökologischer Forschung. Deren Ergebnisse sind spannender denn je. Sie liefern Indikatoren und Schwellenwerte für die Mindeststandards einer ökologiegerechten Waldnutzung. Unsere Fachbeiträge beschäftigen sich mit Stoffhaushalt und Grundwasserschutz, mit einer standortgemäßen Forstwirtschaft, mit der pflanzensoziologischen Charakterisierung von Vegetations- bzw. Wald-Lebensraumtypen, die gemäß des europäischen Netzwerkes Natura2000 in einem günstigen Zustand zu erhalten sind, sowie mit Bioindikatoren für naturschutzfachlich wertvolle Waldstrukturen und Waldgeschichte. Ebenso im Fokus steht die Frage nach geeigneten Methoden und Algorithmen, um die verschiedenen Potenziale und Parameter zu modellieren, etwaige Tendenzen/Risiken zu prognostizieren und um die Einhaltung von Mindeststandards flächig überwachen zu können (Umweltmonitoring).

Heft 2 enthält Fachbeiträge rund um die AFSV-Tagungen in Polen (Herbst 2004) und Bayern (geplant für Herbst 2006). Zudem werden wichtige Themen der Arbeitsgruppe Wald-Naturschutz (Naturnähe, Naturwaldreservate) und der Arbeitsgruppe GIS (Belange, die aus der herkömmlichen Standortkartierung resultieren, Belange der Modellierung / Regionalisierung, Belange der Fernerkundung) angesprochen. Die internationale Ausrichtung wird mit Blick auf eine stärkere grenzübergreifende Vernetzung europäischer Regionen verstärkt.

Damit werden alle auf der Jubiläumstagung in Göttingen im Frühjahr 2004 getroffenen und der Septemberausgabe von „Forst und Holz“ (Schwerpunkt 50 Jahre AFSV) vorgestellten Vereinbarungen konsequent umgesetzt.

Gerhard Karrer & Helge Walentowski



Unsere Partner:



Deutscher Verband Forstlicher
Forschungsanstalten

<http://www.dvffa.de>



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



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

**Archiv für
Naturschutz und
Landschaftsforschung**

Archives of Nature Conservation and Landscape Research

<http://www.archivnatur.de/>

Stoffhaushalt und Grundwasserschutz

- MELLERT, Karl Heinz, GENSIOR, Andreas, GÖTTLEIN, Axel, KÖLLING, Christian: Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I..... 4
Risk of elevated nitrate concentrations below forest in Bavaria – Regionalization of inventory results derived from the level I grid
- MELLERT, Karl Heinz, BRENDEL, Jürgen, GÖTTLEIN, Axel, KÖLLING, Christian, RÜCKER, Gernot: Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben..... 25
Risk of elevated nitrate concentrations below forest in the region of Munich (South Bavaria) - Regionalization at the basis of remote sensing data and nested samples
- MELLERT, Karl Heinz, BERNHARDT-RÖMERMANN, Markus: Helfen Ellenberg-Zeigerwerte bei der Abschätzung des Nitrataustragsrisikos in Wäldern?..... 36
Are Ellenberg indicator values useful to predict the risk of nitrate leaching in forests?

Forstwirtschaft und Standortkartierung

- KREPEL, Waldemar: Die polnische Methode der Forstlichen Standortkartierung 44
The Prodecure of Forest Site Mapping in Poland
- SZYDLARSKI, Marcin: Forestry in Poland with special attention to the region of the Pomeranian Young moraine 49
Importance of coniferous and deciduous dead wood in colline beech forests for land gastropods in the valley "Wässernachtal" in Northern Bavaria

Forstliche Vegetationskunde

- DOBLER, Günter: Die Forstliche Vegetationskunde wissenschaftstheoretisch hinterfragt 59
Forest Geobotany analysed from the Perspective of the Philosophy of Science
- WALENTOWSKI, Helge, FISCHER, Michael, SEITZ, Rudolf: Fir-dominated forests in Bavaria, Germany..... 68

Naturnähe-Indikatoren und Naturwaldreservats-Forschung

- GOßNER, Martin: The importance of Silver fir (*Abies alba* Mill.) in comparison to spruce (*Picea abies* (Matt.) Liebl.) and oak (*Quercus petraea* (L.) Karst.) for arboreal Heteroptera communities in Bavarian forests..... 90
- MÜLLER, Jörg, BUßLER, Heinz, BENSE, Ulrich, BRUSTEL, Hervé, FLECHTNER, Günter, FOWLES, Adrian, KAHLEN, Manfred, MÖLLER, Georg, MÜHLE, Hans, SCHMIDL, Jürgen, ZABRANSKY, Petr: Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition..... 106
Urwaldrelikt-Arten - Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition

Kombinierte Methoden aus Modellierung, Messung und Geländearbeit

- BINNER, Stefan, EWALD, Jörg, ROGG, Stefan: Die ökologische Interpretation geologischer Karten mit Hilfe der Datenbank bayerischer Bergwälder und terrestrisch kartierter Standortskarten..... 114
Urwaldrelikt-Arten - Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition
- FÖRSTER, Michael, KLEINSCHMIT, Birgit, WALENTOWSKI, Helge: Comparison of three modelling approaches of potential natural forest habitats in Bavaria, Germany..... 126

Infobox:

Links zu diversen online-Bibliotheken und online-Journalen aus dem Themenbereich Forst / Waldökologie / Geobotanik finden Sie unter:

<http://www.metla.fi/info/vlib/Forestry/Category/Publications/Journals>

<http://agricola.nal.usda.gov/>

<http://www.gov.ns.ca/natr/publications/forpubs.htm>

<http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben326.html>

<http://www.forum-geobotanicum.net/index.html>

<http://www.stz-rottenburg.de/biblio/onlinemagazine.htm>

<http://www.afsv.de>

Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I

*Risk of elevated nitrate concentrations below forest in Bavaria – Regionalisation of
inventory results derived from the level I grid*

Karl Heinz M e l l e r t, Andreas G e n s i o r, Axel G ö t t l e i n, Christian K ö l l i n g

Abstract

Nitrogen saturation due to sustained high N depositions is presently one of the most important impairments of nutrient cycling in forests of Central Europe. Because of the high importance of this process for the forests, streams and groundwater a country-wide nitrate inventory was performed to identify factors and regions with a high risk of elevated nitrogen concentrations below the main rooting zone of forest soils. The results of the nitrate inventory shows that obviously most of the forests are still able to retain most of the deposited nitrogen. On the other hand the investigation revealed high nitrate concentrations below many forests. The threshold for drinking water was exceeded in 7.5 % of the stands (n=29). High deposition of Ammonium and low precipitation were significantly associated with high nitrate concentrations. Also properties of the site and the stand influenced the risk of nitrate leaching significantly. Scots pine forests currently are at low risk of nitrate leaching, especially on sites dominated by sand or clay. While disturbances, Norway spruce stands and shallow calcareous as soon as non terrestrial soils infer a high risk of elevated nitrate concentrations. Using a regionalisation model based on logistic regression a map was developed serving as an operational tool for the Bavarian Forest Service.

Einleitung

Die fortschreitende Stickstoffsättigung infolge anhaltend hoher N-Einträge (BAYSTMLF 2004, [BMVEL 2005](#)) verändert den Stoffhaushalt von Wäldern tiefgreifend und führt je nach Standort mittel- bis langfristig zu Bodenversauerung, empfindlichen Nährelementverlusten und -imbancen sowie Änderungen des Wuchs- und Konkurrenzverhaltens von Bestand und Bodenorganismen. Diese Prozesse sind durch zahlreiche Fallstudien gut dokumentiert (z.B. DISE et al. 1998, GUNDERSEN et al. 1998, ROTHE et al. 2002, BERNHARDT 2005) und werden in internationalen Langzeitmonitoring-Programmen (UN/ECE 1998; KÖLLING 1999, BORKEN & MATZNER 2004) verfolgt. Durch die chronischen N-Einträge wird jedoch nicht nur das Ökosystem Wald beeinträchtigt. Auch im Wasserkreislauf nachgeschaltete Systeme wie Grund- und Oberflächengewässer sind von der Stickstoffsättigung betroffen. Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft (BAYLFW) machte bereits 1992 darauf aufmerksam, dass die depositionsbedingte Nitratkonzentration in der Grundwasserabflussspende in Bayern rein rechnerisch im Mittel etwa 30 mg l⁻¹ betragen müsste, wenn die Ökosysteme keinen Stickstoff zurückhalten würden (BAYLFW 1992).

Aufgrund der großen Bedeutung der N-Sättigungsproblematik hat die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft den N-Status des Waldes mit einer landesweiten Nitratinventur erfasst (GENSIOR et al. 2002, GENSIOR et al. 2004, MELLERT et al. 2005a,b). Neben der statistischen Übersicht über die Verhältnisse an den Inventurpunkten dient die Inventur der Regionalisierung des N-Status der Wälder mit einem stochastischen Modell, welches in Zusammenarbeit mit der TUM erarbeitet wurde. Das oberste Ziel ist es, mit der hieraus resultierende Karte Risikogebiete zu identifizieren. Die bayernweite Übersicht stützt sich auf die Nitratkonzentration im Boden in Verbindung mit flächenhaft vorliegenden Daten zu N-Deposition, Klima, Standort und Bestand. Die Basis für die Regionalisierung bilden die an 399 Inventurpunkten gewonnenen Ergebnisse (Bayern ohne Alpenraum). Zentraler Parameter und Zielgröße für die statistische Modellierung ist die Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes, die in den Jahren 2000/2001 im Rahmen der „Nitratinventur Bayern“ erhoben wurde. Die Ergebnisse der Nitratinventur und der Regionalisierung stellen die derzeit beste Grundlage für die großräumige Beurteilung der Boden- und Wasserschutzfunktion des Waldes in Deutschland dar und geben Hinweise für eine zielgerichtete Bewirtschaftung der Wälder.

Material und Methode

Regionalisierungskonzept

In Abb. 1 ist der Ablauf der Regionalisierung schematisch dargestellt. Die Nitratinventur Bayern ist als Rasteraufnahme die Basis der Regionalisierung (Schritt 1). Neben den Punktdaten der Inventur wurden geeignete Flächendaten akquiriert, die als Schnittstelle für die Übertragung vom Punkt zur Fläche dienen und in die Modellentwicklung mit einbezogen wurden. Das Studium der stochastischen Beziehungen zwischen den Prädiktoren für die Nitratkonzentration unter Wald bildet den Kern der Modellentwicklung (Schritt 3). Vor der Einspeisung der Daten in analytische statistische Verfahren wurden die Daten einer intensiven deskriptiven Datenauswertung unterworfen (Schritt 2). Ferner wurden die Ergebnisse des Vorhersagemodells am Punkt und in der Fläche überprüft und es erfolgte eine Validierung an einem unabhängigen Datensatz aus Langzeitbeobachtungsflächen. Da im Rahmen der Modellentwicklung die Eignung mehrerer alternativer Verfahren geprüft wurde und dabei teilweise auch eine Modifikation der Eingangsdaten (Datentransformation, Änderung der Stratifizierung und Aggregation) erforderlich war, wurden die Schritte 2 bis 4 mehrfach durchlaufen, bis das endgültige Modell feststand.

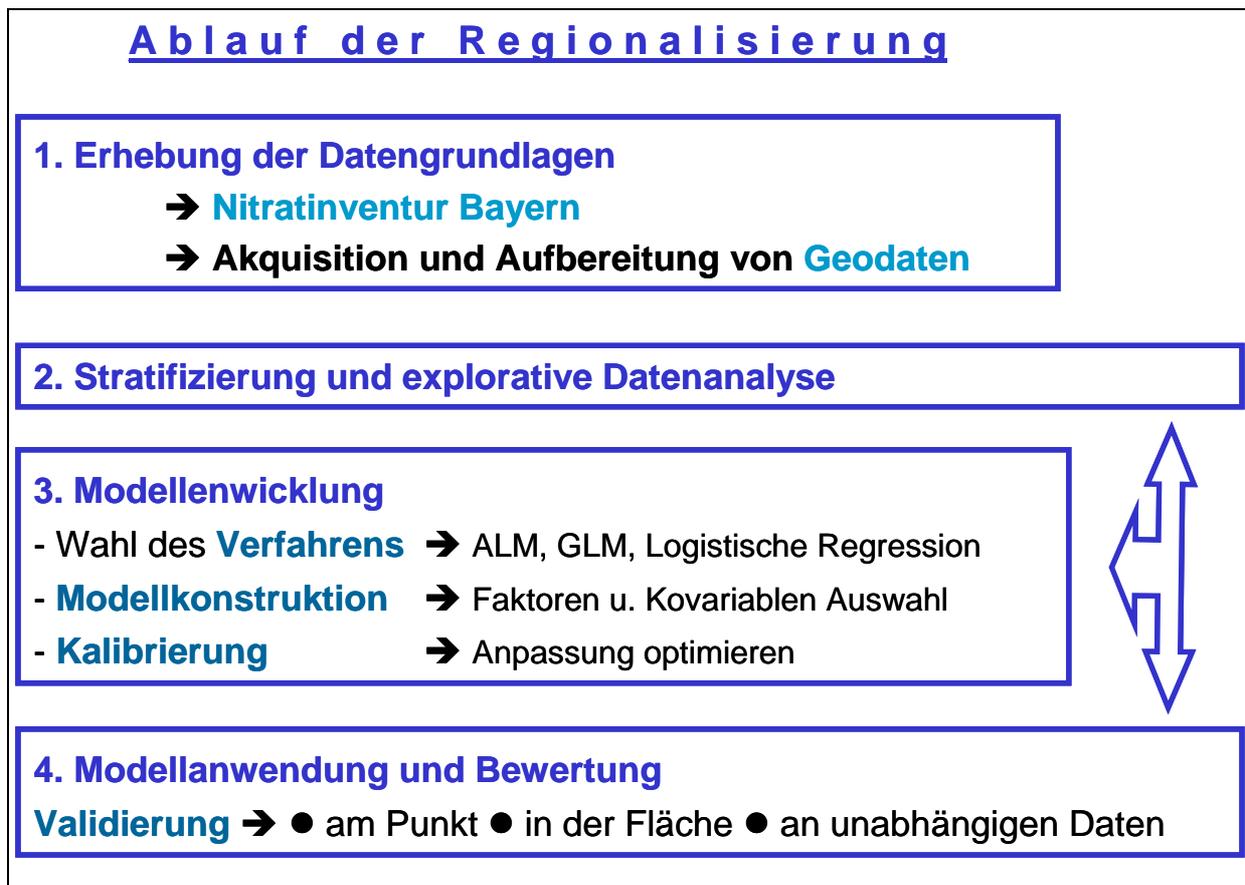


Abb. 1: Entwicklung des Regionalisierungsmodells zur Vorhersage des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern.

Es wurde ein stochastisches Modell nach der im folgenden wiedergegebenen Regressionsgleichung angestrebt.

$$[\text{NO}_3] = \beta_1 + \beta_2 \text{ Wald} + \beta_3 \text{ Boden} + \beta_4 \text{ N-Deposition} + \beta_5 \text{ Wasserhaushalt} + e$$

[NO ₃]	Nitratkonzentration in der Bodenlösung
Wald	Waldtyp (Baum-/Holzart, Altersklasse/Höhe)
Boden	Textur, Trophie, Humusform
N-Deposition	N-Deposition bzw. Landschaftskennwerte (Waldanteil, Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche)
Wasserhaushalt	Niederschläge, potentielle Evapotranspiration, klimatische Wasserbilanz
$\beta_{1...i}$	Parameter der Kovariablen bzw. Faktoren
e	Fehlerterm

Im Modellentwicklungsgang wurde aus der Vielzahl der z.T. miteinander korrelierenden Indikatoren die beste Prädiktorenkombination ausgewählt. Im Gegensatz zu faktoriellen Versuchen, bei denen das statistische Auswerteverfahren von vornherein feststeht, erforderte die Qualität und -struktur der vorliegenden Inventurdaten einen explorativen Ansatz (STAHEL 1999) nicht nur in der deskriptiven Datenanalyse, sondern auch bei der analytischen Statistik. Erst im Verlauf des Auswertungsprozesses kristallisierte sich das bei gegebener Datenlage „beste“ Modell heraus. Entscheidend bei der Wahl des statistischen Verfahrens war eine optimale Anpassung an die Daten sowie die Anwendbarkeit als Regionalisierungsbasis. Um das Fundament der empirischen Modellierung transparent zu machen, wird der Entwicklungsgang ausführlich im Ergebnisteil beschrieben.

Datengrundlagen

Geodaten

Die für die Regionalisierung verwendeten Flächendaten sind Klimadaten (BAYFORKLIM 1996), die Bo-

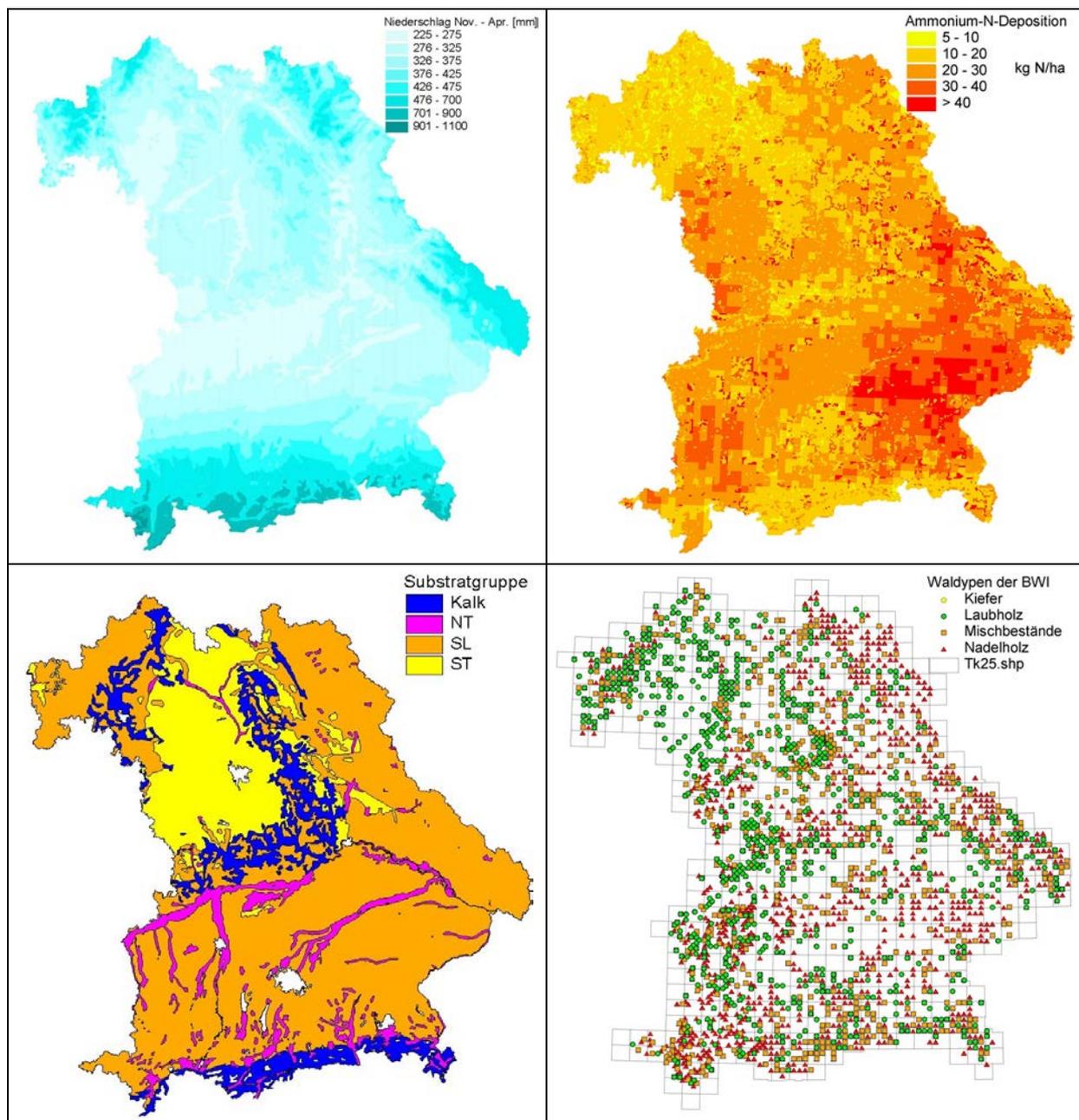


Abb. 2: Geodatenbasis für die Regionalisierung: Mittlere langjährige Niederschlagssumme im hydrologischen Winterhalbjahr (BAYFORKLIM 1996); NH_4 -Deposition 1999 (GAUGER et al. 2000); Substratgruppen abgeleitet aus der modifizierten Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:1000.000 (GLA 2004) ; Daten der Bundeswaldinventur (<http://www.bundeswaldinventur.de/>) aggregiert nach Messtischblättern des Bayerischen Landesvermessungsamtes.

denkundliche Übersichtskarte (GLA 2004), Depositionsdaten (GAUGER et al. 2000, UBA 2003) und die Waldverteilung nach dem Stichprobenraster der Bundeswaldinventur für Bayern (BAYStMLF 2005). Das Raster der Bayernkarte basiert auf den Messtischblättern 1:25.000 des Bayerischen Vermessungsamtes. Neben den genannten Datengrundlagen (Abb. 2) wurden im Verlauf der Modellentwicklung eine ganze Reihe weiterer Geodaten auf ihre Eignung als Prädiktor für die Nitratkonzentration in der Bodenlösung geprüft, schieden aber im Selektionsprozess aus (Tab. 1).

Inventurdaten

Im Rahmen der **Nitratinventur** wurden insgesamt 399 Bestände (380 Punkte der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald [BZE] (= Raster des Level I, WOLFF & RIEK 1997) und 19 Waldklimastationen [WKS]) im Inventurzeitraum von Sept. 2001 bis Dez. 2002 einmalig beprobt. Die Proben wurde nach den Vorgaben der BZE (WOLFF & RIEK 1997), jeweils an 9 Punkten in drei Tiefenstufen (0-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm) entnommen und eine Mischprobe gebildet. Als Referenz für die Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaums diente die Tiefenstufe 3, eine entsprechende Bodenentwicklung vorausgesetzt. Erhöhte Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelaumes sind ein Indiz für eine Überschussnitrifikation. Die Wahrscheinlichkeit, dass Nitrat bei entsprechender Sickerwasserbewegung aus dieser Bodenzone ausgewaschen wird, ist hoch. Die Nitratkonzentration der Bodenlösung ist daher ein wichtiger Indikator für den Prozess der N-Sättigung, der mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko einhergeht. Die Bestimmung der Nitratgehalte im Boden erfolgte nach der N_{\min} -Methode (VDLUFA 1991) im $CaCl_2$ -Extrakt. Die Nitratkonzentration dieses Extraktes wurde umgerechnet auf den aktuellen Wassergehalt der Probe (bzw. den Wassergehalt bei Feldkapazität $pF = 1,8$; siehe unten). Dieser Wert wurde als Schätzwert für den Nitratkonzentration in der Bodenlösung verwendet und im folgenden als „Nitratkonzentration in der Bodenlösung“ bezeichnet. Vergleichende Studien zeigten, dass dieser Wert gut mit gemessenen Sickerwasserkonzentrationen übereinstimmt (GENSIOR et al. 2003, GENSIOR et al. 2004, MELLERT 2003). Zur Schätzung der Nitratkonzentration bei Sickerung und um einen etwaigen Fehler durch Wassergehaltsschwankungen zu kompensieren, wurde als normierte Größe die Nitratkonzentration bei Feldkapazität ($pF = 1,8$) ermittelt (GENSIOR et al. 2003) und als Zielgröße verwendet. Der Wassergehalt bei Feldkapazität wurde mit der Pedotransferfunktion HYPRES (WÖSTEN et al. 1999) ermittelt. Zu weiteren methodischen Details der Inventur siehe GENSIOR 2003, MELLERT et al. 2005a,b.

Bei dem vorgestellten Ansatz wird die Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelaumes terrestrischer Böden als Indikator für eine N-Sättigung von Waldökosystemen benutzt. Vor allem amerikanische Autoren sehen bereits bei sehr geringen Nitratkonzentrationen Anzeichen für eine anthropogene Stickstoffsättigung (ABER 1989, VAN MIEGROET 1992, HEDIN 1995), während z.B. deutsche Experten erst bei einer Überschreitung der Austragsfracht von 5 kg N ha^{-1} von Stickstoffsättigung sprechen (BML 2000). ÅGREN & BOSATTA (1988) definieren als Sättigungsschwelle dagegen den Punkt, bei dem die Einträge den Austrägen entsprechen. Derartige frachtbasierte Ansätze sind jedoch für extensive Inventuren ohne die Möglichkeit einer kontinuierlichen Beobachtung über eine längere Periode wenig geeignet (MELLERT et al. in Vorb.). Ein Urteil auf der Basis einer einmaligen Erfassung der Nitratkonzentrationen erscheint vertretbar, wenn sich die Bewertung auf ungestörte Bestände bezieht, die sich unter den gegebenen Randbedingungen sehr wahrscheinlich in einem Zustand der fortschreitenden N-Sättigung befinden müssten. Eine Übertragung von einer repräsentativen Inventurfläche auf größere gleichartige Flächen ist grundsätzlich möglich, da eine räumliche Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen in homogenen Wäldern offenbar nicht vorliegt (MELLERT et al. in Vorb.). Diese Muster scheinen weitgehend substratunabhängig zu sein und, zumindest in stickstoffgesättigten Fichtenwäldern, allgemeingültigen Charakter zu besitzen.

Die **Baumarten** wurden grundsätzlich zu den beiden Gruppen Nadel- und Laubbäumen zusammengefasst. Aus diesen Waldtypen ausgegliedert wurden Baumarten bzw. -gattungen, die sich in ihrem N-Haushalt aus verschiedenen Gründen abheben. Dies sind die Kiefer als Baumart mit vergleichsweise niedriger Auskämmung von Luftschadstoffen und als Zeiger für arme (degradierte) Standorte. Aus den Laubhölzern wurden die Erlenarten wegen der in ihren Wurzeln symbiontisch ablaufenden Stickstofffixierung ausgegliedert. In Anlehnung an des Verfahren der BZE (WOLFF & RIEK 1997) wurden Bestände mit einem Anteil der Mischbaumarten von weniger als 30% als Reinbestände eingestuft (Tab. 1). Aus den o.g. Gruppen gemischte Bestände wurden als Mischbestände klassifiziert. Zudem wurden Kulturen ($< 2 \text{ m}$) auf Kahlflächen und Bestände abgetrennt, in denen vor kurzem Durchforstungen stattgefunden haben oder die durch Meliorationen oder Bodenstörungen verändert wurden. Die Substratgruppen wurden in Anlehnung an GULDER & KÖLBEL (1993) klassifiziert.

Tab. 1: Im Rahmen der Modellentwicklung geprüfte Prädiktoren der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung.

Parametergruppe	Benutzter Indikator	Quelle
Waldbestand	Alter/Höhe, Bestandstyp	MELLERT et al. (2004a), www.bundeswaldinventur.de
Standort	Substratgruppe	MELLERT et al. (2004a), Bodenkundliche Übersichtskarte 1:1.000 000 (BAYGLA 2004)
Klima/Wasserhaushalt	potentielle Evapotranspiration nach Haude (Gras) Klimatische Wasserbilanz Niederschlagssumme: Jan.-Dez.; Nov.- Apr.; Mai-Okt.	BAYFORKLIM (1996)
N-Deposition	N-Deposition (gesamt) Ammonium-N-Deposition Nitrat-N-Deposition	GAUGER et al. (2000)
N-Emmission	Viehichte (Großvieheinheiten) NH ₃ -Emissionen	STATISTISCHES LANDESAMT (2004) PREGGER et al. (2001)
Landschaftskennwerte	Anteil der landwirtschaftlichen Fläche in der Nachbarschaft (0,5; 1,5 und 4,5 km) Anteil des Waldes in der Nachbarschaft Länge der Wald-/Feldgrenze	Berechnungen aus Corine Landcover (ZEBRIS 2004; EC DG XI 1993)

Für die Regionalisierung konnte im Gegensatz zur Inventurauswertung nur der Kerndatensatz verwendet werden, der auf flächig verfügbaren Informationen beruht. Dieser Datensatz enthält nur jene Straten, für die digitale Karten zu Verfügung stehen. So wurden z.B. bei den Waldtypen die Straten „gestörte Bestände“, „Kahlflächen“ und „Erlenbestände“ in die Regionalisierung nicht mit einbezogen. Auch Bestände in Mooren und auf Grundwasserböden wurden als Gruppe der „nichtterrestrische Böden“ aus dem Kernkollektiv herausgenommen. Das baumartenunabhängige Risiko von Grundwasserböden wird über eine eigene Regression geschätzt, welche nur die Substratgruppen betrachtet.

Modellentwicklung und Statistik

Die im Modellentwicklungsgang eingesetzten Regressionsverfahren sind die multiple lineare Regression (allgemeines lineares Modell; ALM), und zwei generalisierte lineare Modelle. Die Häufigkeitsverteilung der Nitratwerte wurde auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Test geprüft (NPAR TESTS, SPSS 11.5). Wegen der Abweichung von der Normalverteilung wurde vor der Anwendung parametrischer Verfahren eine Datentransformation angewendet. Als gebräuchliche Transformation wurde eine Logarithmus-Transformation mit Nullpunkterhaltung eingesetzt.

$$\text{Transformierte Zielgröße} = \ln(\text{Nitratkonzentration} + 1)$$

Die Logarithmierung ist gerade für Konzentrationswerte eine gängige Transformation. Dennoch ist bei Ergebnissen aus nichtlinear transformierten Daten Vorsicht geboten, denn sie verändern die Verhältnisse zwischen den Gruppen. Außerdem gründen die statistischen Aussagen nicht mehr auf den Originalwerten, sondern auf den transformierten Werten. Um dieser Problematik zu begegnen, wurde auch ein alternatives Regressionsverfahren eingesetzt, das ohne eine Datentransformation auskommt. Die Anwendung des generalisierten Modells mit Gamma-Verteilung (GLM) hat zudem den Vorteil einer präziseren Parameterschätzung (GERTHEIS et al. 2004). Allerdings ist eine quantitative Angabe des „goodness of fit“ (R^2) bei diesem Verfahren nicht möglich. Als drittes Verfahren kam eine binäre logistische Regression (LOGM) zum Einsatz. Die logistische Regression wurde mit den Prozeduren LOGISTIC REGRESSION und NOMREG (SPSS 11.5) realisiert. Die Nitratkonzentration wurde hierzu binär kodiert (Schwellenwert = 10 mg l⁻¹). Die Variablenselektion erfolgte iterativ nach der Maximum-Likelihood-Methode. Wegen der unterschiedlichen sich ergänzenden Eigenschaften der verschiedenen Regressionsverfahren wurden diese im Modellentwicklungsgang parallel eingesetzt.

Die Gültigkeit der Modelle wurde durch F-Test (ALM) bzw. Likelihood-Quotienten-Test (GLM, LOGM) geprüft. Die Diagnose der (Gruppen-) Residuen diente neben der Überprüfung der Modellgültigkeit zur Identifikation von unzureichend erklärten Straten. Als Anpassungsstatistik wurde das Bestimmtheitsmaß (ALM) bzw. Pseudo-R²-Werte nach COX & SNELL, NAGELKERKE und MCFADDEN (LOGM) herangezogen (BÜHL & ZÖFEL 2002). Beim Vergleich mit der Anpassung des ALM ist zu beachten, dass nur das Pseudo-R² nach NAGELKERKE den gewohnten Wertebereich von 0 bis 1 umfasst. Zur Ermittlung der prädiktiven Effizienz wurde beim logistischen Regressionsmodell (LOGM) zudem die Klassifikationstabelle verwendet. Die Tauglichkeit der Modellergebnisse wurde deskriptiv geprüft. Eine *Kreuzvalidierung* aus dem Datensatz der Inventur war nicht möglich, da die Zellenbesetzung des Modells hart an der Grenze der statistischen Auswertbarkeit steht. So führt eine Unterauswahl von Fällen beim LOGM zur vollständigen Trennung und damit zum Abbruch der Parameterschätzung. Beim logistischen Regressionsmodell wurde nach der COOK-Distanz-Statistik ein *einflussreicher Fall* diagnostiziert. Dessen Einfluss auf die Parameterschätzungen war allerdings vernachlässigbar.

Zur Validierung an einem unabhängigen Datensatz wurden sämtliche verfügbaren Daten aus Langzeituntersuchungen in Bayern herangezogen (SCHULZ 2004). Neben den bayerischen Level-II Programm kamen Ergebnisse des „Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser“ (BAYLFW 2004) und der Fallstudie Höglwald (WEIS 2005) zum Einsatz. Flächen, die während der maximal 15-jährigen Beobachtungsphase einer Beeinträchtigung durch größere Störungen unterlagen (Windwurf, Borkenkäferbefall), wurden ausgeschlossen. Wegen der starken Beeinträchtigung der Flächen des Integrierten Messnetzes konnten neben den 22 WKS daher nur 3 weitere Flächen in die Validierung einbezogen werden.

Ergebnisse und Diskussion

Nitratinventur

Die wesentlichen, für das Verständnis der Modellentwicklung notwendigen Ergebnisse werden im folgenden zusammengefasst dargestellt. Ausführlich wurden die Ergebnisse der Nitratinventur bereits in eigenen Publikationen behandelt (MELLERT et al. 2005a,b). Abb. 3 gibt einen Überblick über die Nitratkonzentrationen bei Feldkapazität. Die Klassen wurden nach ökologischen Richtwerten bzw. gängigen Standards der Boden- und Wasserreinhaltung eingeteilt. Wie das Histogramm zeigt, sind die Werte stark rechtsschief verteilt. Geringe Nitratkonzentration bis $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ bilden mit knapp einem Drittel der Werte die größte Klasse. Bei 15 % der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwerts für Trinkwasser (25 mg l^{-1}) vor, bei 7,5% gar eine Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (50 mg l^{-1}).

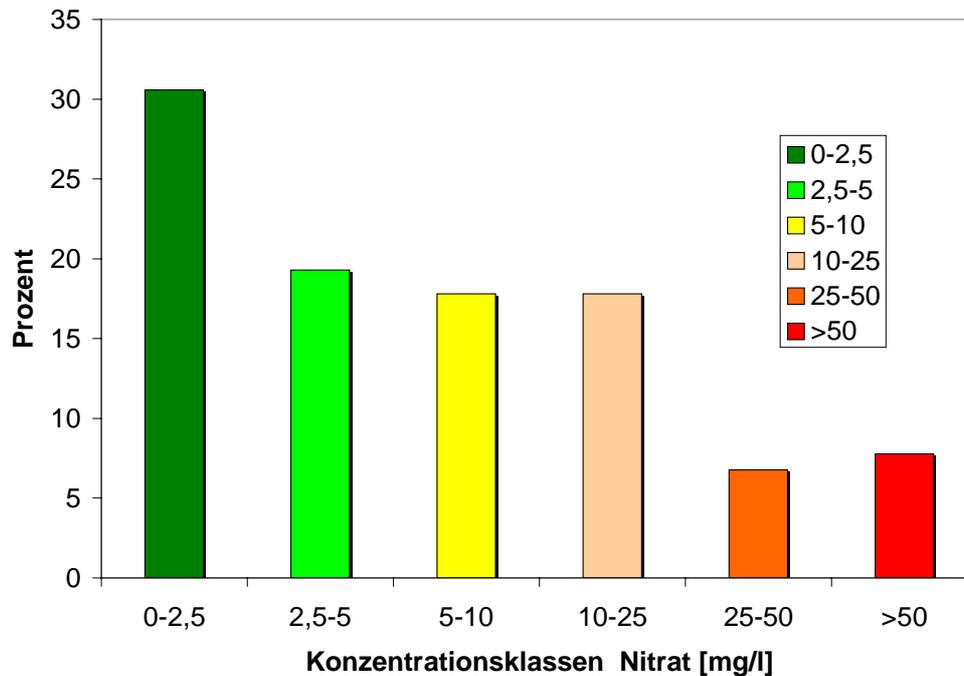


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes normiert auf Feldkapazität. Stratifizierung nach ökologischen Richtwerten bzw. gängigen Standards der Boden- und Wasserreinhaltung (MELLERT et al. 2005 a,b).

Die Einschätzung über das Ausmaß der N-Sättigung in Bayerns Wäldern anhand der Momentaufnahme durch die Nitratinventur wird durch die Erkenntnisse einer Reihe von gut fundierten Einzelstudien gestützt (MELLERT et al. 2005b). Die Flächen-, Fall- und Langzeitstudien (Sammlung von SPANGENBERG & KÖLLING 2001) haben bzw. hatten meist eine Laufzeit von mehreren Jahren, v.a. während der 1980er und 90er Jahre. Besonders die Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen stimmte gut mit den Ergebnissen der Nitratinventur überein. Mit Einschränkungen trifft dies auch für die N-Frachtschätzungen zu (MELLERT et al. 2005b).

In Tonböden sowie Sanden und Skelettböden ist das Niveau der Nitratkonzentrationen unabhängig vom Bestandstyp niedrig (Abb. 4). Ab der Gruppe der lehmigen Sande und sandigen Lehme ergibt sich ein diagonaler Gradient. Das Risiko einer Boden- und Grundwasserbeeinträchtigung ist demnach in Fichtenbeständen und Mischbeständen (v.a. bei hohem Fichtenanteil) – ausgenommen auf Sand- und Tonböden – hoch. Bei Laubholzbeständen muss besonders auf eutrophen Böden und Standorten auf Kalk mit hohen Nitratkonzentrationen gerechnet werden. Die Gefahr erhöhter Nitratkonzentrationen ist unter Kiefernbeständen am geringsten. Auf Kalkverwitterungslehmen und Humuskarbonatböden ist jedoch auch bei Kiefernbestockung mit einem erhöhten Risiko zu rechnen. Der diagonale Anstieg des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen von links oben nach rechts unten spricht für eine additive Wirkung der Faktorenkombination (ohne Wechselwirkung). Die Einstufung der Waldtypen untermauert bisherige Erkenntnisse zu Bestandeseffekten (ROTHE et al. 2002, ROTHE & MELLERT 2004). Fichtenbestände unterliegen dem höchsten Nitratustragsrisiko v.a. wegen der hohen atmosphärischen Filterwirkung der Fichtenkrone (Auskämmeffekt). Im Vergleich zu Laubholz spielen wohl auch der geringere N-Bedarf und die geringere N-Akkumulationskapazität im Fichtenwaldhumus eine Rolle. In dichten Böden spielt die geringere Denitrifikationsrate im gewöhnlich trockeneren Fichtenwaldboden eine große Rolle (BUTTERBACH-BAHL et al. 1997). Das geringere Nitratustragsrisiko

unter Kiefer (Abb. 4) steht in Zusammenhang mit ihrem Verbreitungsschwerpunkt auf mageren, übernutzten Standorten mit niedriger Nitrifikationsrate, die über eine hohe Stickstoffspeicherungsreserve verfügen. Die Effekte der Substratgruppe lassen sich ebenfalls gut mit den Standortverhältnissen erklären. Reichere Böden sind von Natur aus besser mit Stickstoff versorgt und sie verfügen daher wohl über geringere Retentionskapazitäten für N als arme Böden. Die geringe Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes in Tonböden geht vermutlich auf die höhere N-Bindung, sowie auf die geringe Wasserleitfähigkeit, die einer Nitrat auswaschung vorbeugt und bei Wasserstau die Denitrifikation begünstigt, zurück. Zudem greift unter reduzierenden Bedingungen möglicherweise eine abiotische Nitratimmobilisation (DAVIDSON et al. 2003). Das hohe Nitrat ausstragsrisiko auf kalkbeeinflussten Böden hängt wohl mit der meist ausgeprägten Flachgründigkeit und der hohen Wasserdurchlässigkeit, deren hohem Nitrifikationspotenzial, sowie typischerweise hohen N-Umsatzraten zusammen. Die vorgenommene empirische Risikoeinstufung nach Waldtypen und Standorten ist demnach durchweg plausibel.

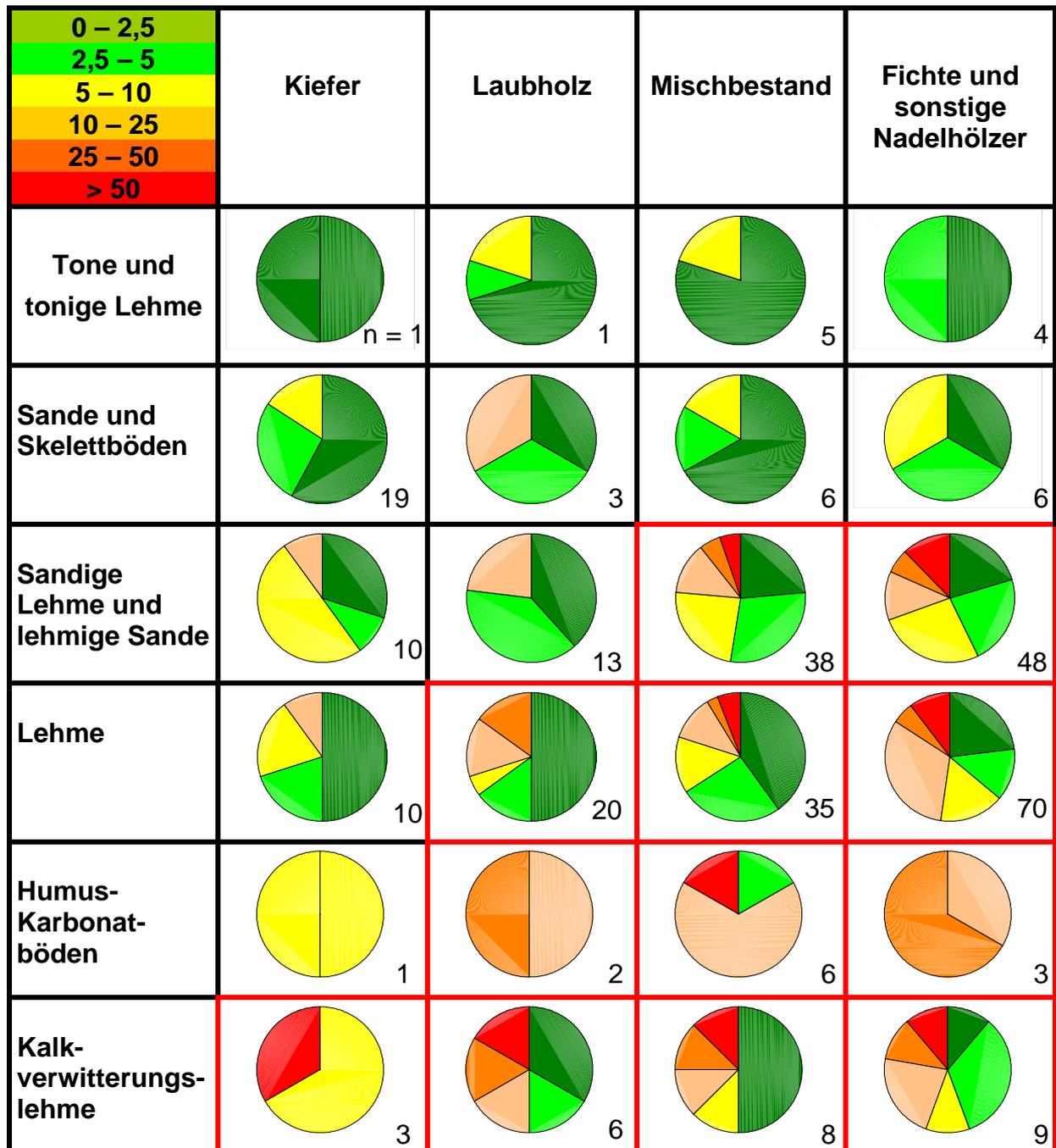


Abb. 4: Verteilung der Nitratkonzentrationen [mg l^{-1}], normiert auf Feldkapazität nach Bestandestypen und Bodensubstraten (MELLERT et al. 2005b).

Zur Prüfung, ob die Klassifikation aufgrund der Nitratkonzentrationen durch den Wasserhaushalt der Standorte verändert wird, wurden die Resultate mit einer entsprechenden Fracht-basierten Einstufung verglichen, die als Schwellenwerte die mittleren langjährigen N-Austragsfrachten verwendet (MELLERT et al. 2005a). Der Bodenwasserhaushalt wurde durch standortspezifische Schwellenwerte berücksichtigt. Es wurde geprüft, inwieweit die Schwellenkonzentration überschritten wird, die einer langjährigen mittleren Austragsfracht von 5 bzw. 15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ entspricht (MELLERT et al. 2005b). Die Klassifikation anhand der N-Frachten wurde durch die Risikoeinstufung auf Basis der Konzentrationswerte durchweg bestätigt. Als Datengrundlage für die Modellentwicklung wurde auf die Nitratkonzentrationen – als die eigentlichen Messdaten – zurückgegriffen, denn die Schätzung der N-Frachten ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Wie aus Abb. 4 ebenfalls zu entnehmen ist, ist die Zellenbesetzung des Modells sehr unausgewogen. Während die am besten besetzte Gruppe (Fichte auf Lehmböden) 70 Bestände aufweist, umfasst die Gruppengröße bei den meisten Zellen nur wenige Bestände. Durch die schwach besetzten Gruppen ergeben sich entsprechende Unsicherheiten. Die Parameterschätzungen der Regressionsmodelle sind daher, insbesondere für Faktorstufen der gering besetzten Gruppen, nicht sicher. Bei der Modellentwicklung wurde daher versucht, die Stratifizierung in Richtung einer möglichst großen Zellenbesetzung zu optimieren. Für diesen Prozess wurden Modellläufe mit modifizierten Straten durchgeführt. Schließlich wurden z.B. die Gruppen KVL und HKB zur Gruppe „kalkbeeinflusste Böden“ (kurz: Kalk) zusammengefasst. Trotz der umfangreichen Stichprobe bewegt sich die Datenbasis aus den genannten Gründen an der Untergrenze der Anforderungen der statistischen Verfahren. Bei der Modellentwicklung wurde daher neben einer stringenten Plausibilitätskontrolle besonders darauf geachtet, ob die Modellläufe mit den unterschiedlichen Verfahren hinsichtlich der wichtigsten Einflussfaktoren übereinstimmen. Dieses kontrollierte Vorgehen zielte auf die Auswahl eines Modells, das durch die Mehrzahl von Modellläufen bestätigt wurde. Das „Herausfischen“ einer zufälligen Prädiktorenkombination wurde hierdurch vermieden. Die Zufälligkeit des Ergebnisses bleibt so auf den Einfluss der Raster-Stichprobe begrenzt.

Der bereits in der deskriptiven Analyse gestellte Befund, dass Bestandstyp und Bodensubstrat die wichtigsten Prädiktoren für das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen sind, wird durch das Ergebnis der Regressionsanalysen bestätigt. Tab. 2 zeigt das Ergebnis des ALM. Beide Faktoren sind hoch signifikant, erklären aber nur einen geringen Anteil der Gesamtvarianz. Dies bestätigte sich bei einer Vielzahl von Durchläufen verschiedener statistischer Modelle mit modifizierten Straten und unterschiedlichen Kovariablen. Auch die Anwendung des alternativen Verfahrens (GLM) am Institut für Statistik (LMU-München) kam zu übereinstimmenden Ergebnissen (GERTHEISS et al. 2004). Die Hinzunahme von Kovariablen erhöht das Bestimmtheitsmaß nur um ca. 10 bis 20 %. Verbesserte Anpassungen des ALM an die Daten wurde bei Modellen mit Depositionsindikatoren und Klimaparametern als Kovariablen erzielt. In Tab. 2 ist das im Sinne des „goodness of fit“ beste Modell auf der Datengrundlage einer für die Regionalisierung geeigneten Stratifizierung dargestellt.

Tab. 2: Ergebnisse des Allgemeinen Linearen Modells (ALM) für die Vorhersage der Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Quelle	Quadratsumme (Typ III)	df	Signifikanz
Korrigiertes Modell	79,6	7	0,000
Konstanter Term	34,3	1	0,000
Bestandstyp	21,7	3	0,001
Substratgruppe	29,9	2	0,000
Niederschlag (Winter)	4,8	1	0,047
Ammoniumdeposition	5,1	1	0,040
Fehler	371,9	309	
Gesamt	1522,1	317	
Korrigierte Gesamtvariation	451,5	316	

R² = 0,176 (korrigiertes R-Quadrat = 0,158)

Der hohe Anteil unerklärter Varianz erlaubt keine präzise Schätzung des Mittelwerts. Zudem konnte die Voraussetzung der Varianzhomogenität nicht einwandfrei erfüllt werden. Diese am Beispiel der ALM getroffenen Feststellungen treffen gleichermaßen auch für die Ergebnisse des GLM zu. Die Möglichkeit der Modellierung der Nitratkonzentrationen mit Hilfe von Verfahren zur Mittelwertschätzung ist daher aus prinzipiellen und statistischen Gründen kein optimales Verfahren (Tab. 2). Anstelle einer quantitativen Schätzung tritt daher eine semiquantitatives Verfahren. Hierzu ist jedoch die Festlegung eines Schwellenwertes notwendig. Eine Orientierung an Schwellenwerten (bzw.

gesetzlichen Grenzwerten) ist in der Ökologie bzw. im Umweltschutz gängig und erscheint auch im vorliegenden Fall zielführend.

Regionalisierungsmodell

Das Problem der hohen Streuungen wird bei der logistischen Regression durch binäre Kodierung der Zielgröße entschärft. Das Modell schätzt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des gewählten Schwellenwerts bei einer gegebenen Faktorenkombination. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit p liegt in einem Intervall von 0 bis 1 und ist gut in einer Karte darstellbar. Als Schwellenwert wurden 10 mg l^{-1} Nitrat festgelegt. Folgende Gründe waren hierfür ausschlaggebend:

1. Wasserrechtliche Fundierung als Grenzwert für die Zubereitung von Säuglingsnahrung nach der Mineral- u. Tafelwasserverordnung (BMJ 1984).
2. „Natürlicher Hintergrundwert“ nach Angaben deutscher Wasserwirtschafts-Behörden; der Anspruch an sprichwörtlich sauberes Grundwasser aus dem Wald wird bei Unterschreitung dieser Schwelle daher erfüllt.
3. Numerisch günstiger Wert für die Modellierung (Gruppenbesetzung); kennzeichnet statistisch im Datensatz das 67. Perzentil. Das 67. Perzentil wird bei den N-Frachten (MELLERT et al. 2005b) bei 5 kg N ha^{-1} erreicht (BML 2000).

Gemessen am naturnahen Zustand indizieren Nitratkonzentrationen in diesem Bereich einen sehr kritischen Zustand des Stickstoffhaushalts von Wäldern. Mittel- bis langfristig sind dann Nährstoffverluste, -imbalancen, Bodenversauerung und entsprechende Folgewirkungen bei den meisten Standorten ($> 225 \text{ mm}$ Sickerung $\rightarrow > 5 \text{ kg N ha}^{-1}$) zu befürchten. Bei der Verwendung eines sehr niedrigen Schwellenwerts würde sich andererseits, neben möglichen methodischen Problemen (Ausreißer, Nachweisgrenze), die Frage nach der ökologischen Relevanz stellen, wenn diese Schwelle nur knapp überschritten wird. Aussagekräftiger ist daher ein Schwellenwert, der eine signifikante Abweichung vom natürlichen Hintergrundwert anzeigt und langfristig mit einer messbaren Beeinträchtigung des Waldökosystems und des Grundwassers verbunden ist. Der Wert von 10 mg l^{-1} stellt somit einen Kompromiss zwischen den sehr strengen Grundsätzen des Ökosystemschutzes und den weniger hohen Mindestanforderungen an die Grundwasserschutzfunktion von Wäldern dar.

Ein entscheidender Vorteil der logistischen Regression, nämlich die Reduktion der Streuung durch die Kategorisierung der Nitratkonzentration durch den Schwellenwert von 10 mg l^{-1} , bedeutet jedoch auch eine Minderung des Informationsgehalts der Daten. Um eine mögliche Verzerrung der Modellergebnisse durch die binäre Kodierung zu vermeiden, wurden die Regressionsverfahren, die auf dem vollen Informationsgehalt basieren (ALM, GLM), als Referenz herangezogen. Neben dem „goodness of fit“ war für die Wahl des in Tab. 3 dargestellten Modellergebnisses die Übereinstimmung mit dem Ergebnis des ALM (Tab. 2) ausschlaggebend. Mit grafischen Mitteln kann die Plausibilität des Modells anschaulich überprüft werden (Abb. 5). Es ist bekannt, dass die Verbreitung von N-Sättigungserscheinungen im Wald stark von der Intensität bzw. Ammoniakemission der Landwirtschaft abhängt (HUBER 1997, KÖLLING 1999, SPANGENBERG & KÖLLING 2003). Dass die Winterniederschläge und nicht die Jahresniederschlagssumme als klimatische Einflussgröße im Modell signifikant ist, hängt wohl damit zusammen, dass die Nitratauswaschung aus dem Boden verstärkt außerhalb der Vegetationsperiode (im späten Winter bzw. frühen Frühjahr) abläuft.

Tab. 3: Ergebnisse des logistischen Regressionsmodells (LOGM) – Likelihood-Quotienten Test: -2 Log-Likelihood (-2LL), Chi²-Statistik, Freiheitsgrade (df), und Signifikanzniveau.

	-2 LL	Chi ²	df	Signifikanz
Modell				
Nur konstanter Term	374,1			
Endgültig	304,8	69,3	7	0,000
Faktoren + Kovariablen				
Konstanter Term	304,8	0	0	.
NH ₄ -Deposition	310,8	6,0	1	0,014
Niederschlag Nov.-Apr.	312,1	7,2	1	0,007
Bestandstyp	321,2	16,4	3	0,001
Substratgruppe	333,4	28,6	2	0,000

Pseudo-R² (NAGELKERKE) = 0,282

Der globale Modelltest nach dem Likelihood-Quotienten-Prinzip prüft analog dem F-Test beim ALM, ob die Parameter des Modells signifikant von Null verschieden sind (Globale Nullhypothese $H_0: \beta_1 = \beta_2 = \beta_i = 0$). Wir erhalten das in Tab. 3 dargestellte signifikante Modell ($p < 0,001$). Die Parameterschätzungen nach der Maximum Likelihood Methode erbrachten die in Tab. 4 dargestellten Werte. In der Parameterschätzung spiegelt sich die Zunahme des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen bei den Bestandstypen in der Reihe Kiefer – Laubholz – Mischbestände – Fichte und bei den Substratgruppen analog (Sand, Ton – lehmiger Sand, sandiger Lehm – Kalk) wider. Diese Rangfolge wurde bereits in der deskriptiven Datenanalyse (Abb. 4) und mit ALM/GLM bestätigt. Die Variablen des Modells erhalten nach der Wald-Statistik mit Ausnahme von Laubholz mindestens auf dem 10%-Niveau signifikant von Null verschiedene Parameter (Tab. 4).

Tab. 4: Parameterschätzungen des Logistischen Regressionsmodells (LOGM) – Parameterschätzungen (B), Standardfehler (SE), Wald-Statistik, Freiheitsgrade (df) und Signifikanzniveau. Die Parameter der Referenzkategorie wurde jeweils auf Null gesetzt.

Konstante, Faktorstufen und Kovariablen	B	SE	Wald	df	Signifikanz
Konstanter Term	1,250	0,872	2,056	1	0,152
NH ₄ -N-Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	0,065	0,027	5,892	1	0,015
Niederschlag Nov.-Apr. [mm]	-0,004	0,002	6,351	1	0,012
Bestandstyp = Kiefer	-1,778	0,498	12,762	1	0,000
Bestandstyp = Laubholz	-0,623	0,440	2,007	1	0,157
Bestandstyp = Mischbestand	-0,617	0,351	3,087	1	0,079
Bestandstyp = Fichte und sonst. Nadelholz	0,000	.	.	0	.
Substratgruppe = Sande/Tone	-3,815	1,075	12,597	1	0,000
Substratgruppe = mittlere Böden	-1,398	0,390	12,820	1	0,000
Substratgruppe = kalkbeeinflusste Standorte	0,000	.	.	0	.

Da die Einbeziehung der Grundwasserböden zu einer Fehleinschätzung des Baumarteneffekts führen würde, wurden Grundwasserböden bei der Entwicklung obigen Modells ausgeschlossen. Das baumartenunabhängige Risiko von Grundwasserböden wird über eine eigene Regression geschätzt, welche nur die Substratgruppen betrachtet. Als Parameter in diesem Modells wurden geschätzt: Nichtterrestrische Böden (0), Ammoniumdeposition (0,089), Winterniederschläge (-0,003) und die Konstante (-0,245).

Während sich die Plausibilität und Konsistenz der Parameterschätzungen der Faktoren (Bestandstyp und Substratgruppen) schon aus dem Vergleich mit den Ergebnisse der deskriptiven Datenanalyse erschließt (Abb. 4), wurde bei den Kovariablen der statistische Zusammenhang der Modellschätzungen, d.h. der Überschreitungswahrscheinlichkeit, untersucht (Abb. 5). Die Modellvorhersagen bei den verschiedenen Faktorkombinationen wurden als Isolinien der Überschreitungswahrscheinlichkeit p (0,125; 0,25; 0,5; 0,75) bei der entsprechenden Kombination von Variablen (x- bzw. y-Achse) dargestellt. Als Beispiel ist in Abb. 5 die häufigste Faktorenkombination, Fichte auf mittleren Böden, angegeben. Die Linie der Überschreitungswahrscheinlichkeit von $p = 0,5$ trennt den Bereich einer Unterschreitung (rechte untere Hälfte) vom Bereich der einer Überschreitung (linke obere Hälfte). Die Überschreitungswahrscheinlichkeit nimmt mit steigendem Winterniederschlag ab, da bei höheren Niederschlägen eine stärkere Verdünnung der Nitratfracht stattfindet. Unter der stark vereinfachenden Annahme, dass der gesamte NH₄-N nitrifiziert und mit den Winterniederschlägen ausgewaschen wird, kann die entsprechende Nitratkonzentration errechnet werden. Die Berechnung unter dieser Annahme legt zur Orientierung die Grenze des „worst case“ einer vollständigen N-Sättigung im Sinne von ÅGREN & BOSATTA (1988) fest, wobei etwaige Nitrat-N-Ein- bzw. Austräge zwangsläufig unberücksichtigt bleiben. Die unterbrochene schwarze Gerade gibt die Kombination von N-Eintrag und Winterniederschlag an, welche einer Nitratkonzentration von 10 mg l⁻¹ entspricht (Abb. 5). Dies ermöglicht eine Plausibilitätsprüfung mit den erwähnten Einschränkungen. Das logistische Modell schätzt im Bereich einer berechneten Konzentration von ≤ 10 mg l⁻¹ Nitrat nur geringe Überschreitungswahrscheinlichkeiten ($p_{\max} \approx 0,25$) im gewählten Beispiel (Fichte auf mittleren Böden). Gemessen an der simplen Annahme ist die Schätzung im Bereich niedriger Wahrscheinlichkeiten daher plausibel, da in den meisten Wäldern eingetragener N tatsächlich zum Großteil zurückgehalten wird (MELLERT et al. 2005b). Wie an den Flächen zwischen den Isolinien deutlich wird, ist der Zusammenhang zwischen der Überschreitungswahrscheinlichkeiten und den Kovariablen nicht linear. Im Intervall 0 bis 0,5 erhöht sich die Überschreitungswahrscheinlichkeit erst durch eine überproportionale Änderung in der Ausprägung der Kovariablen. Hohe

Überschreitungswahrscheinlichkeiten ($p > 0,75$) werden nur bei der Kombination von sehr hohen Werten des N-Eintrags ($> 30 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) bei sehr geringem Winterniederschlag ($< 250 \text{ mm}$) erreicht. Aus ökophysiologischer Sicht, also aus Gründen der Wasser- und Stoffbilanz eines Waldökosystems würde man bei einer derartigen Kombination von Einträgen und Niederschlägen längst mit einer Überschreitung des Schwellenwertes von 10 mg l^{-1} rechnen. Die Nitratkonzentration unter einem Fichtenaltbestand mit $30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ N-Eintrag und $5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ N-Aufnahme läge bei 200 mm Sickerung (=Winterniederschlag) rein rechnerisch bei 55 mg l^{-1} Nitrat. Auch die Klassifikationstabelle (Tab. 5) spricht dafür, dass das Modell bei Bedingungen, die mit hohen Nitratkonzentrationen verbunden sein müssten, zur Unterschätzung des Risikos neigt. Während die *prädiktive Effizienz* einer Überschreitung des Schwellenwertes mit 80% sehr hoch ist, wird eine Überschreitung nur in 40% der Beobachtungen richtig geschätzt. Auch Modifikationen des Schwellenwertes erbrachten hinsichtlich dieser Problematik keine Verbesserung der Modellvorhersage.

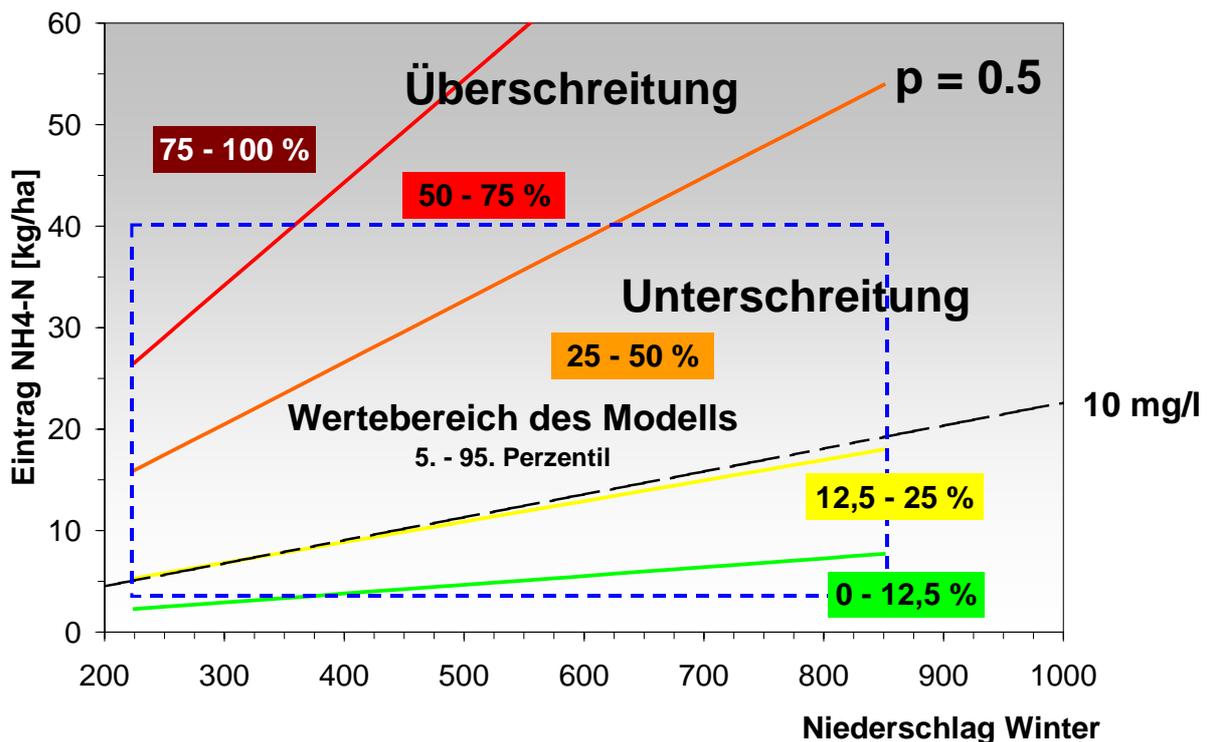


Abb. 5: Vorhersage des logistischen Regressionsmodells ($p=0,125$ bis $p=0,75$) am Beispiel des Waldtyps Fichte auf mittleren Böden (lehmmige Sande, sandige Lehme) in Abhängigkeit vom N-Eintrag (Ammonium-N) und Niederschlag im Winterhalbjahr. Die gestrichelte Linie gibt die Nitratkonzentration im Sickerwasser von 10 mg l^{-1} an, wenn unterstellt wird, dass die Winterniederschläge vollständig versickern und eine quantitative Nitrifikation und Auswaschung des eingetragenen NH_4 -Stickstoffs bewirken.

Tab. 5: Klassifizierungstabelle des Logistischen Regressionsmodells (LOGM).

		vorhergesagt		Prozentsatz richtig
		<10mg/l	>10mg/l	
beobachtet	< 10 mg/l	203	24	89,4
	> 10 mg/l	54	36	40,0
gesamt				75,4

Die geringe Präzision der Schätzung hinsichtlich der Antwortkategorie (Überschreitung) würde ein erhebliches Manko des Modells darstellen, wenn als Modell-Output die Zugehörigkeit zur Antwortkategorie geschätzt werden würde. Als Schätzwert des Regionalisierungsmodells wird jedoch nicht die Antwortkategorie, sondern der p-Wert übergeben. Der zugrunde liegende Algorithmus ist die logistische Regressionsfunktion (Abb. 6), mit deren Hilfe die Überschreitungswahrscheinlichkeit im

Intervall [0; 1] kontinuierlich geschätzt wird. Zur Darstellung in einer Karte ist jedoch eine Klassifizierung des Risikos zweckmäßig.

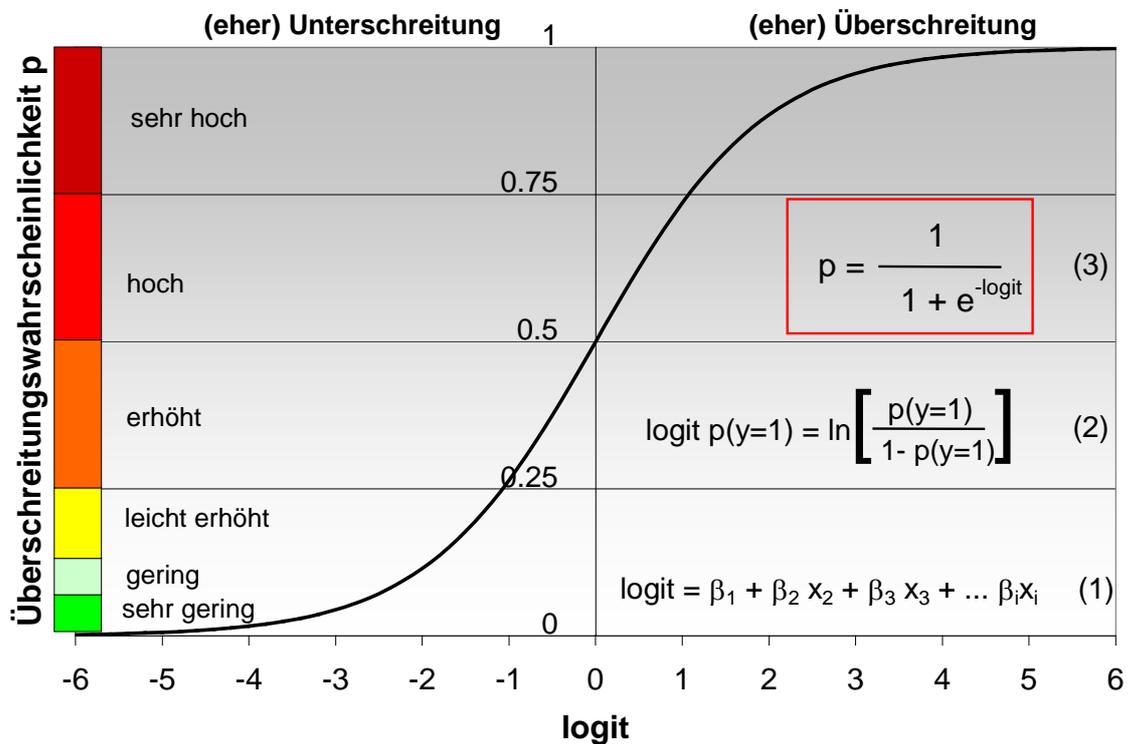


Abb. 6: Logistische Regressionsfunktion und Klassifikation der Überschreitungswahrscheinlichkeit. (1) Das logistische Regressionsmodell schätzt die Parameter indem es die Wahrscheinlichkeit einer zutreffenden Schätzung der Antwortkategorie (Unterschreitung/Überschreitung) maximiert (Maximum-Likelihood-Methode). Aus dem logarithmierten Wahrscheinlichkeitsverhältnis (2) wird mit Hilfe der logistischen Funktion (3) die Überschreitungswahrscheinlichkeit bestimmt. Die links neben der y-Achse dargestellte Klassifikation wird zur Darstellung in einer Karte verwendet.

In Abb. 6 ist neben der logistischen Regressionsfunktion die Klassifikation des Risikos in der farbigen Skala entlang der y-Achse dargestellt. Die im Bereich kleiner Werte differenziertere Klasseneinteilung spiegelt die Häufigkeitsverteilung der p- bzw. Konzentrationswerte wider. Zudem wird durch die vorgenommene Risikoklassifikation auch der Neigung des Modells zu Unterschätzung der p-Werte Rechnung getragen. Die Überprüfung der Modellschätzung anhand der gemessenen Werte ist in Abb. 7 dargestellt. Die Anzahl beobachteter Überschreitungen (blaue Säulen) stimmt mit Ausnahme der höchsten Risikoklasse sehr gut mit der für die Inventurpunkte aus den Daten der Nitratinventur vorhergesagten Klasse überein. Die Unsicherheit der Modellschätzung durch Abweichung der Verhältnisse von Punkt und Fläche ist in Abb. 7 (grüne Säulen) dargestellt. Auch diese Vorhersage anhand der Geodaten (Polygone) am Ort der Inventurpunkte ist gemessen an den beobachteten Überschreitungen am Punkt sehr zufriedenstellend.

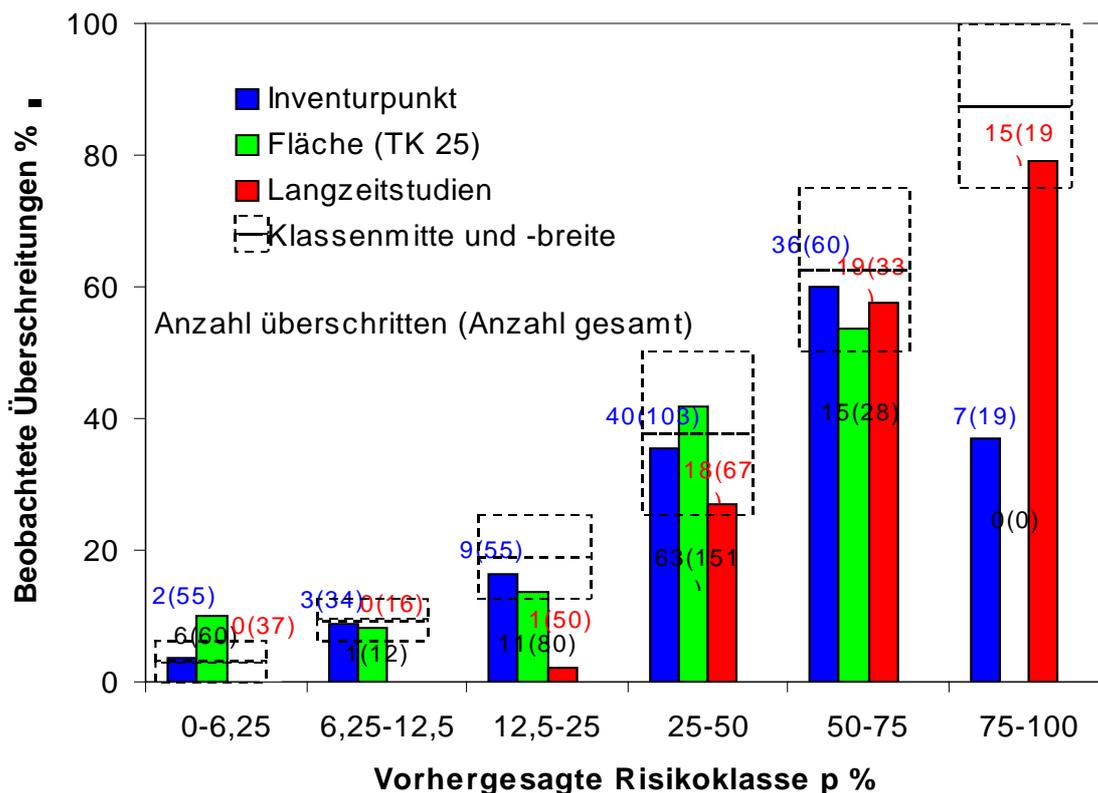


Abb. 7: Beobachtete Überschreitungen des Schwellenwertes von 10 mg l^{-1} versus Klassifikation durch das logistische Regressionsmodell anhand von am Inventurpunkt erhobenen Daten (blaue Säulen), anhand von Geodaten der umliegenden Fläche (grüne Säulen) und Ergebnissen von Langzeitstudien (rote Säulen).

Die Validierung des Modells erfolgte im letzten Schritt an einem unabhängigen Datensatz, dem Daten aus Langzeituntersuchungen in Bayern zugrunde liegen (Abb. 7, rote Säulen). Betrachtet man zunächst die Zuordnung der beobachteten Überschreitungen zu den Risikoklassen, so erweist sich die Modellschätzung insgesamt als recht befriedigend. Die Übereinstimmung zwischen Beobachtung und Vorhersage ist bei den höheren Risiken am besten.

Wenn man anstelle von Datenkollektiven die Jahreswerte der einzelnen Untersuchungsbestände betrachtet (Abb. 8), wird deutlich, dass im Einzelfall sowohl Unter- als auch Überschätzungen des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen auftreten. So wird dem Höglwald (HOE: orangefarbene Dreiecke) lediglich ein mittleres Risiko (p -Wert = 0,52) erhöhter Nitratkonzentrationen zugewiesen, obwohl 100% der gemessenen Werte über 10 mg l^{-1} liegen. Die Nitratkonzentrationen im Ebersberger Forst (EBE: gelbe Punkte) liegen dagegen in der 15-jährigen Beobachtungsphase nur vier mal über 10 mg l^{-1} bei einem geschätzten p -Wert von 0,50 und einem Gesamtmittel von $7,8 \text{ mg l}^{-1}$ Nitrat. Dies belegt die Schwierigkeiten bei der Modellierung der Risiken von Wäldern, die sich zwar auf eine zunehmende N-Sättigung hin bewegen (Nitratkonzentrationen nahe 10 mg l^{-1}), aber dennoch über ein erhebliches Retentionspotenzial verfügen. Unschärfen sind unvermeidbar, da sich etwa zwei Drittel der Wälder in dieser Phase befinden (MELLERT et al. 2005a,b) und das Modell zusätzliche, nur punktuell vorliegende, Prädiktorinformationen für die N-Retention, wie z.B. das C/N-Verhältnis (MATZNER & GROSHOLZ 1997, MAC DONALD et al. 2002), nicht einschließen kann. Das bedeutendste Informationsdefizit dürfte jedoch die zugrundeliegenden Daten zu den NH_4 -Depositionen darstellen, die nur ein durchschnittliches Niveau, jedoch nicht den tatsächliche N-Eintrag vor Ort beschreiben kann. Auch die modellierte N-Deposition für den einzelnen Inventurpunkt ist nicht sehr zuverlässig, da die Höhe der N-Belastung vor Ort sehr stark von vorhandenen Punktemittenten v.a. aus landwirtschaftlichen Quellen abhängig ist (SPANGENBERG & KÖLLING 2003). Prädiktoren, die zumindest eine Prädisposition für lokale N-Deposition beschreiben, wie das Bestandesalter und die Exposition, schieden bei der Variablenselektion aus und sind daher nicht im gesamt-bayerischen Modell enthalten. Es wurde daher versucht, diese Schwäche des gesamt-bayerischen Modells auf regionaler Ebene im

Modellgebiet Raum München durch die Einbeziehung weiterer Prädiktoren auszugleichen (MELLERT et al. 2005c).

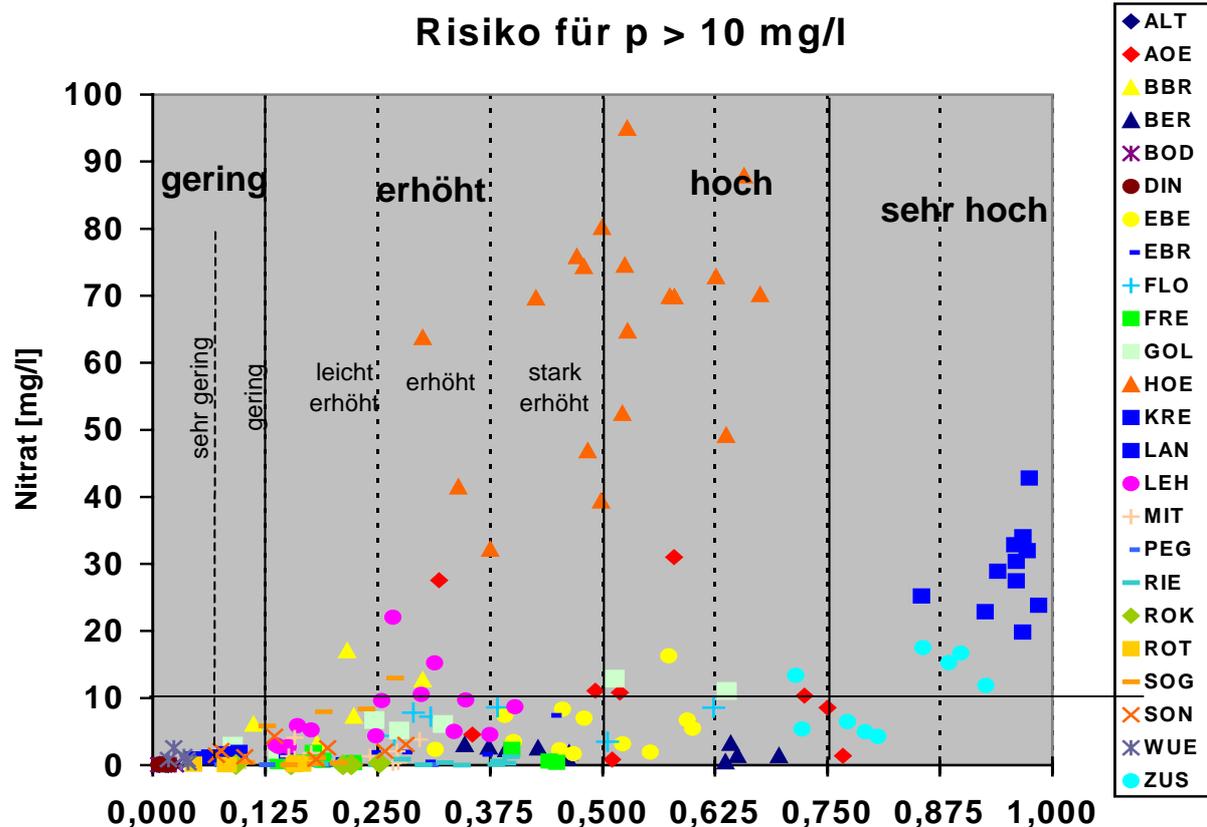


Abb. 8: Beobachtete Nitratkonzentration mg l^{-1} versus Klassifikation durch das logistische Regressionsmodell anhand von Ergebnissen von Langzeitstudien; jeder Punkt entspricht einem Jahreswert langjähriger Monitoringreihen.

Bayernkarte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen

Das Ergebnis der Regionalisierung ist in Abb. 9 als Bayernkarte dargestellt. Das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen in den bayerischen Wäldern unterscheidet sich räumlich sehr stark voneinander. In groben Zügen wird der bereits anhand der deskriptiven Datenanalyse vermutete Nord-Süd-Gradient (MELLERT et al. 2005b) bestätigt, der v.a. im Süden durch einen schwächeren West-Ost-Gradienten überlagert wird. Die Differenzierung anhand der Flächenkarte ist jedoch weitaus deutlicher.

Im Mittel unterliegen in Bayern gut 11% der Wälder einem hohen bis sehr hohen Risiko (Abb. 10, rechte Säule). In knapp 70% der Wälder liegt eine erhöhte Überschreitungswahrscheinlichkeit vor (p -Werte zwischen 12,5 und 50%). Ein geringes Risiko (p kleiner 12,5%) ist nur auf knapp 20% der bayerischen Waldfläche zu verzeichnen. Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (Abb. 9) liefert eine brauchbare Differenzierung der Verhältnisse der bayerischen Wuchsgebiete. Fast ausschließlich geringe Risiken liegen im Fränkischen Keuper und Albvorland vor (WG 5). Dies liegt an den verbreiteten Kiefernbeständen auf Sand- und Tonböden (bzw. Sand über Ton), einer Kombination mit minimalem Nitrataustragsrisiko (Abb. 4). Ein geringes bis leicht erhöhtes Risiko besteht im Oberpfälzer Becken- und Hügelland (WG 9), in der Rhön (WG 3) und im Wuchsgebiet Spessart-Odenwald (WG 2). Hier ist das Vorherrschen von Laubholz- und Kiefernbeständen auf überwiegend armen Böden für die günstige Situation verantwortlich.

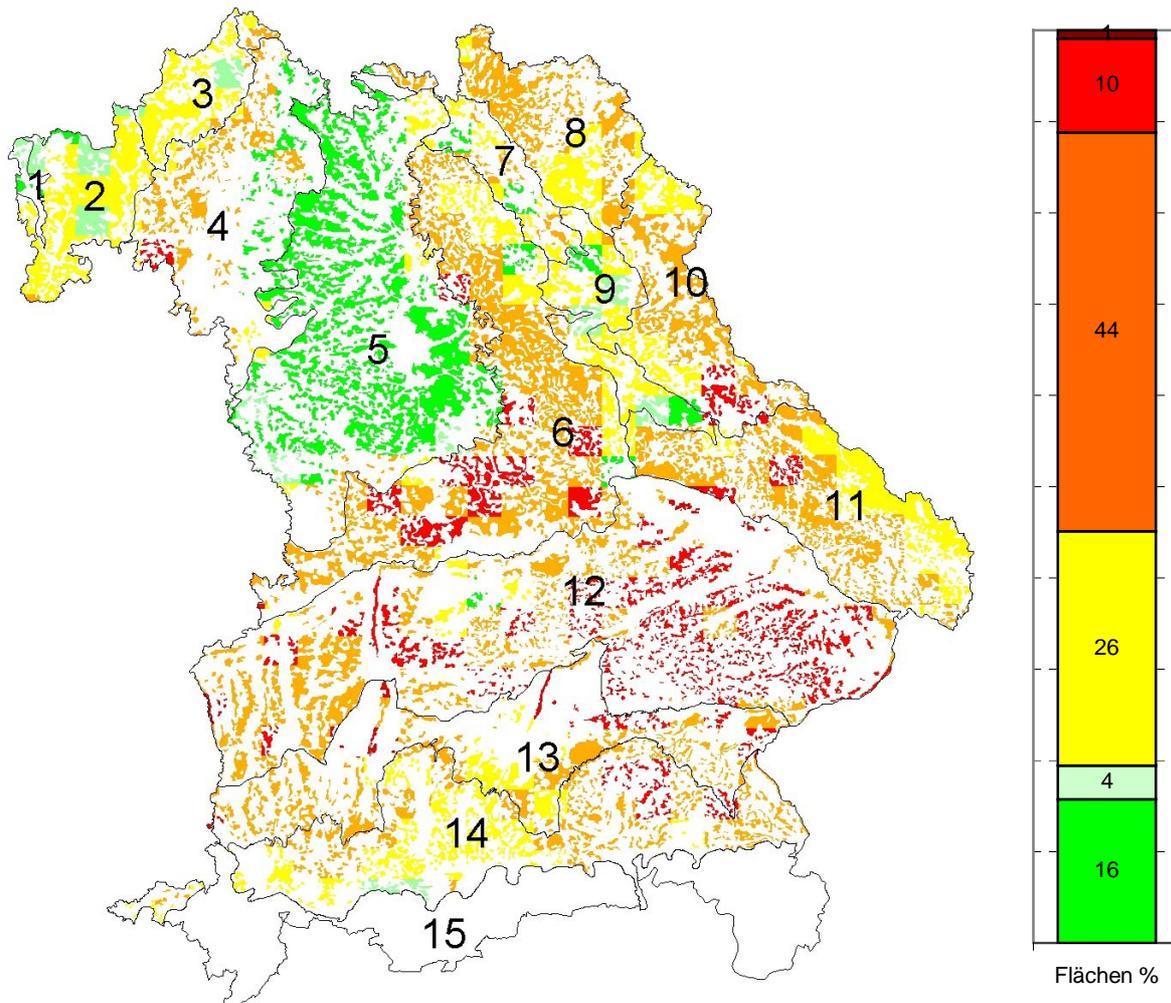


Abb. 9: Bayernkarte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) und Flächenprozent der Risikoklassenverteilung (Säulendiagramm); Zahlen in der Karte entsprechen Wuchsgebietsnummern (WG); Risikoklassen %:



Das größte Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen liegt im Tertiärhügelland (WG 12) vor. In 95% der Wälder liegt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwertes von 10 mg l^{-1} über 25%. Die Gründe hierfür liegen in den hohen N-Depositionen, die in den fichtendominierten Wäldern nurmehr ungenügend zurückgehalten werden können.

Aber auch in der Frankenalb und im Oberpfälzer Jura (WG 6), sowie den Schotterplatten- und Altmoränenlandschaften (WG 13) besteht in 2 Drittel der Wälder mindestens ein erhöhtes Risiko ($p > 0,25$) einer Schwellenwertüberschreitung. Ursache für das in den Juralandschaften trotz überwiegend risikomindernder Bestockung (Kiefer und Laubholz) erhöhte Nitrataustragsrisiko sind die häufig flachgründigen, kalkbeeinflussten Böden mit hohem Nitrifikationspotenzial und hohem Auswaschungsrisiko. In den beiden anderen Regionen sind in erster Linie die hohen Ammoniumdepositionen für die hohe Überschreitungswahrscheinlichkeit verantwortlich. Das Alpenvorland (Moränengebiete WG 14) profitiert hinsichtlich der Risiken von den hohen Niederschlägen, welche zwar die Nitratkonzentration senken, aber zu hohen Austragsfrachten führen. Alle übrigen Wuchsgebiete (WG 4, 7, 8, 10, 11) liegen hinsichtlich der Überschreitungswahrscheinlichkeit von 10 mg l^{-1} Nitrat in etwa im bayerischen Mittel.

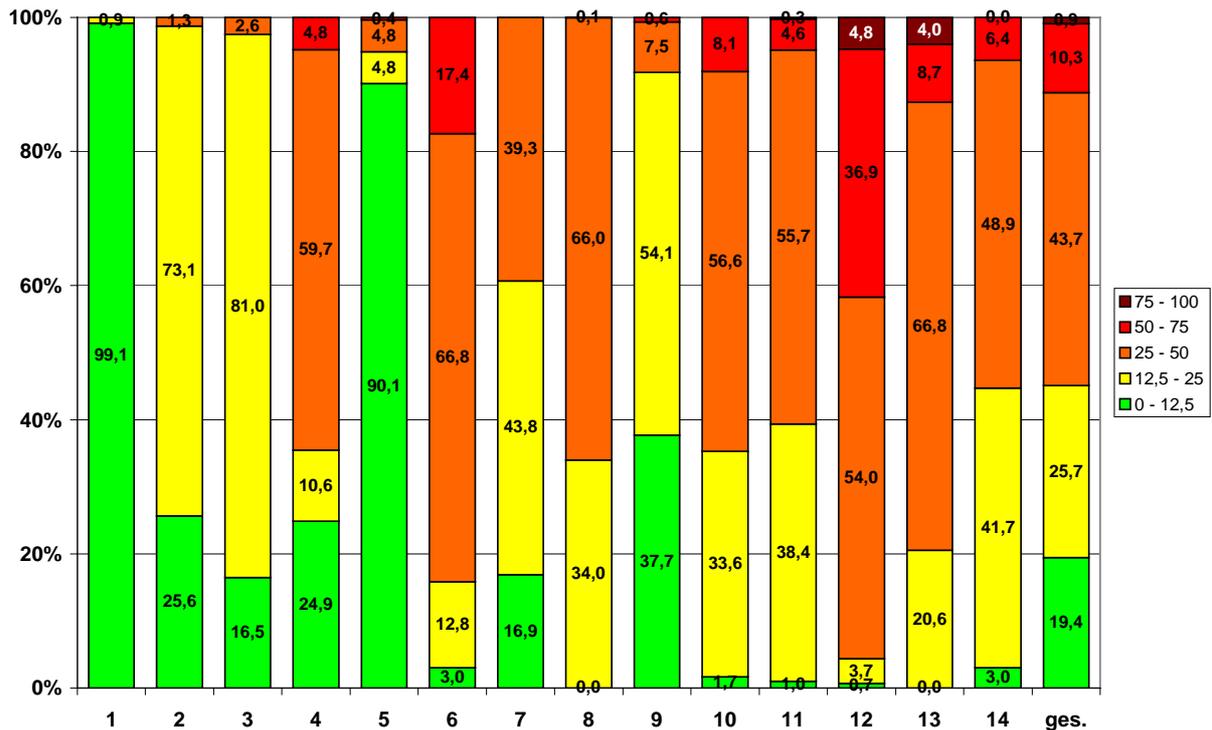


Abb. 10: Verteilung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) in Bayern (gesamt = ges.) und stratifiziert nach forstlichen Wuchsgebieten:

- | | |
|-------------------------------------|--|
| 1 Untermainebene | 8 Frankenwald, Fichtelgebirge und Steinwald |
| 2 Spessart - Odenwald | 9 Oberpfälzer Becken- und Hügelland |
| 3 Rhön | 10 Oberpfälzer Wald |
| 4 Fränkische Platte | 11 Bayerischer Wald |
| 5 Fränkischer Keuper und Albvorland | 12 Tertiäres Hügelland |
| 6 Frankenalb und Oberpfälzer Jura | 13 Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft |
| 7 Fränkisches Triashügelland | 14 Jungmoräne und Molassevorberge |
| | 15 Bayerische Alpen |

Wie die Validierung anhand einer genesteten Teilstichprobe im Raum München ([MELLERT et al. 2005c](#)) zeigte, ist die Risikoeinstufung mit dem bayernweiten Modell weniger gut für eine präzise Schätzung des Risikoniveaus in den Wuchsgebieten geeignet, sondern vielmehr zur relativen Risikoeinstufung bayerischer Wuchsgebiete. Die Unsicherheiten des Modells auf gesamtbayerischer Ebene ist in erster Linie durch fehlende Modellterme zu den bedeutenden Einflussfaktoren Bewaldungsgrad und Altersklasse begründet. Ein Modell, welches diese Faktoren mit berücksichtigt, konnte wegen der hohen Streuung der Werte bei der gegebenen Stichprobengröße nicht realisiert werden. Die hierzu nötige Zellenbesetzung hätte eine wesentlich höhere Fallzahl erfordert, als im Rahmen der Nitratinventur zu bewältigen war. Da eine derartige Problematik zum Zeitpunkt der Projektplanung bereits erwartet wurde, war der genestete Ansatz von Anfang an Bestandteil des Regionalisierungsprogramms. Durch genestete Modellierung konnte die Anpassung des gesamtbayerischen Modells erheblich verbessert werden ([MELLERT et al. 2005c](#)).

Die mittels stochastischer Modellierung gefundenen Beziehungen zwischen den Risikofaktoren und der Überschreitungswahrscheinlichkeit dienen nicht nur als Regionalisierungsgrundlage, sie ermöglichen auch die Formulierung von Kriterien für die N-Sättigung. Die in Abb. 4 dargestellte Klassifizierung bildet gewissermaßen eine Vorstufe auf deskriptiver Basis, aus der bereits Kriterien abgeleitet werden können (MELLERT et al. 2005b). Diese deskriptive Einstufung der Faktorenkombination leidet jedoch noch unter der Überlagerung durch die Kovariablen, hierdurch wird das Bild möglicherweise verzerrt. Mit Hilfe der logistischen Regression ist es möglich, eine um die Effekte der Kovariablen (Winterniederschläge, Ammoniumdepositionen) bereinigte Klassifikation vorzunehmen (Tab. 6). Durch die Einbeziehung von Indikatoren, die für die Regionalisierung mangels Geodatengrundlage ungeeignet sind, wie die Bodenvegetation oder das C/N-Verhältnis, könnte die Vorhersagemöglichkeit des N-Status jedoch noch verbessert werden.

Tab. 6: Wahrscheinlichkeit der Überschreitung von 10 mg l⁻¹ Nitrat nach den Faktorenkombinationen Wald- und Substrattyp bei mittleren Niederschlägen und Ammoniumdepositionen (Mediane) Legende siehe Abb. 4.

	Kiefer	Laubholz	Mischb.	Fichte
Sande und Tone	0,01	0,03	0,03	0,05
lehmige Sande bis Lehme	0,09	0,24	0,24	0,37
flachgründige kalkbeeinflusste Standorte	0,29	0,56	0,56	0,70
Grundwasserböden				

Vergleich mit anderen Modellierungsansätzen

Obwohl eine Reihe von prozessbasierten Modellen zur Verfügung stehen, wurde der deterministische Ansatz für die Vorhersage des N-Umsatzes von Waldökosystemen zur flächigen Vorhersage des N-Status bisher kaum eingesetzt (ABER 1989, BUTTERBACH-BAHL et al. 2004, SCHULTZE & HAMMEL 2004, JOCHHEIM et al. 2004). Das Haupthindernis hierfür sind die hohen Anforderungen, die diese Modelle wegen der komplexen Verknüpfung mannigfaltiger Ökosystemkompartimente an die Eingangsdaten stellen. Zudem geben Versuche einer dynamischen Modellierung des N-Haushalts am Datensatz der Waldklimastationen in Bayern nur wenig Anlass, hierin den Königsweg zu suchen (SCHULTZE & HAMMEL 2004). Die deterministische Modellierung des N-Haushalts hat daher meist eher heuristischen und weniger prädiktiven Charakter (JOHNSON et al. 2000). Eine Alternative bieten stochastische oder einfache prozessorientierte Bilanzierungsansätze.

Das Critical load (CL)-Konzept nimmt als simples prozessorientiertes steady state Modell gewissermaßen eine Zwischenstellung zwischen komplizierten prozessbasierten Modellen und einfachen stochastischen Modellen ein. Es bildet derzeit den Standard zur der flächigen Beurteilung von Gefährdungen aus Luftverunreinigungen in Europa (GAUGER et al. 2002). Die verwendeten Bilanzgrößen müssen jedoch z.T. erst über aufwändige Modelle berechnet werden (NAGEL & GREGOR 1999) oder haben derzeit lediglich den Charakter von Faustzahlen (z.B. N-Immobilisierung, N-Aufnahme). Zudem sind sie nur sehr eingeschränkt inventurfähig. Als Basis für eine empirische Modellierung anhand von Inventurdaten sind die Bilanzgrößen des CL-Konzepts daher nur eingeschränkt geeignet.

Stochastische Modelle werden zur Analyse der Beziehungen von Kenngrößen des Stickstoffhaushalts standardmäßig eingesetzt. Regressionsverfahren werden bisher hauptsächlich zur Identifikation von Kennwerten des N-Status eingesetzt (MACDONALD et al. 2003, MATZNER & GROSHOLZ 1997, AUGUSTIN & WOLFF 2003, SCHALL & SEIDLING 2004, DEVRIES et al. 1995, CALLESEN et al. 1999, VON WILPERT 2003, BOLTE & WOLFF 2001). Dies dient letztlich dem Ziel der Vorhersage des Nitrataustrags bzw. der Nitratkonzentration unter Wald. Die aus solchen Analysen resultierenden Regressionsfunktionen wurden bisher jedoch kaum zur Prädiktion des N-Status eingesetzt. Nur wenige Autoren haben stochastische Modelle bislang zur Regionalisierung herangezogen (RIß 2000, ROTHE et al. 1999). Die Regionalisierung ist als Sonderfall der Prädiktion besonders kritisch, weil sie die Beschränkung auf regionalisierbare Kennwerte erfordert, die als Geodaten verfügbar sind. Zur Vorhersage des N-Status größerer Regionen wurden Regressionsmodelle bisher nur in Dänemark und Holland eingesetzt (CALLESEN et al. 1999, DEVRIES et al. 1995). Die geringe Verbreitung stochastischer Modellansätze liegt zudem an der meist dürftigen Anpassung der (multiplen linearen) Regressionsmodelle an die Daten, die eine zuverlässige Vorhersage zumindest stark erschwert. Ein weiteres Hemmnis liegt in der meist schmalen Datenbasis dieser Modelle. Obwohl die Datenanforderungen beim statistischen Ansatz bei weitem niedriger angesetzt werden können als beim deterministischen, setzt eine stochastische Regionalisierung doch wenigstens voraus, dass ein repräsentatives Spektrum an Wald- und Standorttypen in einer ausreichenden Zahl von Wiederholungen mit allen Kennwerten erfasst wurde. Meist stehen jedoch nur wenige intensiv untersuchte Flächen aus Fallstudien oder dem Langzeitmonitoring zur Verfügung. Erste Regionalisierungsansätze, um den Bereich des intensiven Monitorings auf Level-II mit dem der Inventurflächen des Level-I zu verbinden, wurden bereits erarbeitet (SCHALL & SEIDLING 2004). Hierbei handelt es sich, im Gegensatz zum vorliegenden Ansatz, nicht um eine Regionalisierung vom Punkt zur Fläche, sondern um die Übertragung einer Information von wenigen auf viele Punkte.

Es lassen sich demnach v.a. zwei Gründe anführen, warum Prozesse der N-Sättigung von Wäldern in der Fläche in Deutschland bisher kaum dargestellt wurden. Es lag bisher keine ausreichende Datenbasis aus einer Inventur der wichtigsten Kennwerte des N-Status vor (1). Die standardmäßig zur Analyse eingesetzte multiple lineare Regression ist zur Prädiktion der stark streuenden

Nitratkonzentration nur eingeschränkt geeignet (2). Neben der starken Streuung erschwert die Abweichung von der Normalverteilung die Anwendung der multiplen lineare Regression. Unter den beschriebenen Umständen ist eine Mittelwertschätzung auf der Basis zumeist noch rechtsschief verteilter Messwerte daher fragwürdig.

Mit der Erfassung von Kennwerten des N-Status im Rahmen der Nitratinventur Bayern und die Erhebung ergänzender Geodaten wurde erstmals in einem deutschen Bundesland eine ausreichende Datenbasis für eine empirische Modellierung des N-Status in der Fläche geschaffen. Im Vergleich zu den bisherigen Ansätzen trägt das verwendete Verfahren der binären logistischen Regression dazu bei, eine der Datenbasis entsprechende Prädiktion vorzunehmen.

Fazit

Die Nitratinventur in Bayern zeigte einerseits, dass die Wälder trotz der seit Jahrzehnten andauernden N-Einträge zum Großteil immer noch in der Lage sind, Stickstoff bzw. Nitrat im Ökosystem zurückzuhalten; die Wasser- und Bodenschutzfunktion wird also in den meisten Fällen erfüllt. Andererseits liegt das mittlere Niveau unerwartet hoch und es werden bereits heute häufig Grenzwerte überschritten. Knapp ein Viertel der Bestände wies unterhalb des Hauptwurzelraumes Nitratkonzentrationen über 25 mg l^{-1} auf. Das auf der Basis der Nitratinventurdaten entwickelte Regionalisierungsmodell ermöglichte die Identifikation von Risikofaktoren für erhöhte Nitratkonzentrationen und die Erstellung einer Risikokarte für Bayern. In Risikogebieten („hohes und sehr hohes Risiko“) muss sehr häufig mit erhöhten Nitratkonzentrationen gerechnet werden. Es sind dringend Maßnahmen zur Senkung der N-Emissionen und zur Restauration der Stickstoffkreisläufe erforderlich. Aber auch die Lage im „grünen Bereich“ schützt nicht vor hohen Nitratkonzentrationen in Einzelfällen. Großflächig liegt das minimale Risiko in Bayern bei Kiefer auf Sandböden in den Keuperlandschaften. Bei N-Sättigung sind die Auswirkung auf diese Waldökosysteme jedoch besonders gravierend. Mit der Karte „Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald“ verfügt Bayern nun als erstes Bundesland über eine operationale Grundlage für die Festlegung von Handlungsprioritäten.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt allen Kräften, die bei der Gewinnung von Daten beteiligt waren v.a. Burkard REUTER, Helmut KUSTERMAN, Andrea FÜLLING, Matthias KRAFT, Franz WILHELM, Wolfgang HUBER, Julia KUGLER, Doris LEDERLE und Stefan MAUL. Dem Team um Prof. Helmut KÜCHENHOFF (Statistisches Institut der LMU München) danken wir für die Unterstützung in statistischen Fragen. Den Herren BRENDL und RÜCKER der Fa. ZEBRIS und Herrn José CANALEJO danken wir für die Unterstützung am GIS. Das Gemeinschaftsprojekt "Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern" der TU-München mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten finanziert, hierfür danken wir.

Referenzen

- ABER J.D., NADELHOFFER, P., STEUDLER, P. & MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* **39**: 378-386.
- ABER J.D., OLLINGER S.V. DRISCOLL C.T. (1989): Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modeling* **101**: 61-78.
- ÅGREN G.I., BOSATTA E. (1988): Nitrogen saturation of Terrestrial Ecosystems. *Env. Poll.* **54**: 185-197.
- AUGUSTIN S., WOLFF B. (2003): Beziehungen zwischen Criticla Loads-Überschreitungen und Daten des forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushalts von Fichtenwäldern. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- BAYFORKLIM (1996): Klimaatlas von Bayern. Bayerischer Klimaforschungsverbund, Meteorologisches Institut München.
- BAYGLA (BAYERISCHES GEOLOGISCHEN LANDESAMT) (2004): Modifizierte Bodenkundliche Übersichtskarte 1 : 1.000.000. Schriftliche Mitteilung.
- BMVEL (2005): <http://www.bundeswaldinventur.de>
- BAYSTMLF (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (2004): Waldzustandbericht 2004, 67 S.
- BayLfW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (1992): Nitrateinträge in das Grundwasser unter Waldgebieten Bayerns. Informationsbericht **6 (12)**: 76 S.
- BAYLFW (2004): 15 Jahre Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser – Methoden und Ergebnisse. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsbericht Nr. 2/2004
- BERNHARDT M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge: Analyse und Vorhersage von Vegetationsänderungen anhand von funktionellen Merkmalen. *Dissertationes Botanicae* **397**: 1-123.
- BMJ (BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ) (1984): Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser-MTVO vom 01.08.1984, Bundesgesetzblatt 1984, Bonn In: AURAND, K, HÄSSELBARTH, U, LANGE-ASCHENFELDT, H, STEUER, W. (1991): Die Trinkwasserverordnung, Erich-Schmid-Verlag, Berlin: 710 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT Hrsg. (2004): Bericht über den Zustand des Waldes – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings: 53 S.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotenzials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn: 167 S.
- BOLTE A., WOLFF B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen und Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Abschlußbericht zum UBA-Forschungsprojekt FKZ 298 43209.
- BORKEN W., MATZNER E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **167**: 277-283.
- BÜHL A., ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Eddison-Wesley, 757 S.
- BUTTERBACH-BAHL K., GASCHER R., BREUER L., PAPAN H. (1997): Fluxes of NO and N₂O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N₂O emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **48**: 79-90.
- BUTTERBACH-BAHL K., KESIK M., MIEHLE P., PAPAN H., LI C. (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil* **260**: 311-329.
- CALLESEN, I., RAULUND-RASMUSSEN, K., GUNDERSEN, P., STRYHN, H. (1999): Nitrate concentration in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management* **114**: 71-81.
- DAVIDSON E.A., CHOROVER J., DAIL D.B. (2003): A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. *Global Change Biology* **9**: 228-236.
- DE VRIES, W., VAN GRINSVEN, J.J.M., VAN BREEMEN, N., LEETRES, E.E.J.M., JANSEN, P.C. (1995): Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma* **67**: 17 – 43
- DISE, N. B., MATZNER, E., GUNDERSEN, P. (1998): Synthesis of Nitrogen Pools and Fluxes from European Forest Ecosystems. *J. Water, Air and Soil Pollution* **105**: 143-154.
- EC DG XI (1993): CORINE Land Cover - Technical Guide, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- GAUGER, TH. (1999): Berechnung der N-Deposition für die bayerischen BZE-Punkte. Schriftliche Mitteilung.
- GAUGER, TH., R. KÖBLE, ANSHELM, F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Endbereich zum Forschungsvorhaben BMU/UBA FE-Nr. 297 85 079: 131 S.
- GAUGER TH., ANSHELM F., SCHUSTER H., ERISMAN J.W., VERMEULEN A.T., DRAAIJERS G., BLEEKER A., NAGEL H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Umweltbundesamt - Final Report 299 42 210: 221 S.
- GENSIOR, A.; KÖLLING, C. (2002): Stickstoffinventur bayerischer Waldböden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **98**: 37-38.
- GENSIOR, A, MELLERT, K.H., KÖLLING, C. (2003): Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **101**: 769-770.
- GENSIOR, A., KÖLLING, C., MELLERT, K. H. (2004): Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- GENSIOR, A. (2003): Zwischenbericht für das Forschungsvorhaben " Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitratstrahlungsrisiko in Bayerns Wäldern" (B 61, TP A).
- GERTHEIS J., KOHL, F., PETRY S., SCHNEIDER K. (2004): Grundwasser- und Bodenschutz im Wald – Vorhersage von Stickstoffsättigung und Nitratstrahlung. Seminararbeit am Institut für Statistik: 66 S.
- GULDER H.-J., KÖLBEL M. (1993) Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München **132**: 243 S.
- GUNDERSEN, P., EMMET, B.M., KJONAAS, O.J., KOOPMANS, C.J. TIETEMA, A. (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* **101**: 37-55
- HEDIN, L.O.; ARMESTO, J.J., JOHNSON, A.H. (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of the biogeochemical theory. *Ecology* **76** (2): 493-509
- HUBER C. (1997): Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem stickstoffübersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Dissertation LMU München 183 S.
- JOHNSON, D.W. SOGN T. (2000): The nutrient cycling model: lessons learnt. *Forest Ecology and Management* **138**: 91-106.
- JOCHHEIM H., LÜTTSCHWAGER D., WEGEHENKEL M. (2004): Simulation of the water and nitrogen balances of forests within a catchment in the northeast German lowlands. *Eur. J. Forest Res* **123**: 53-61.
- KÖLLING, C. (1999): Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen auf die Wälder Bayerns. *Berichte aus der LWF* **22**: 1-46.
- MACDONALD J. A., DISE N.B., MATZNER E., ARMBRUSTER M., GUNDERSEN P., FORSIUS M. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* **8**: 1028-1033.
- MATZNER, E., GROSHOLZ, C. (1997): Relationship between NO₃-output , C/N ratio of the humus layer and N-input in Central European spruce forest (*Picea abies* Karst.) Ecosystems. *Forstw. Cbl.* **116**: 39-44
- MELLERT K. H. (2003): Abschlussbericht für das Forschungsvorhaben: „Quantifizierung und Validierung der Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur zur Erstellung von Planungs- und Entscheidungsgrundlagen für die forstliche Praxis“. LWF-Bericht: 74 S.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A. KÖLLING, C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ-DerWald* **4/2005**: 168-169.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A. KÖLLING, C. (2005b): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* **76**: 35-43.
- MELLERT K.H., BRENDEL J., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, C., RÜCKER G. (2005c): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und geneteter Stichproben. *Waldökologie online* **2**: 25-35.
http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-2.pdf
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., KÖLLING, C. (in Vorb.): Variabilität der Nitratkonzentration in der Bodenlösung zweier N-gesättigter Fichtenforste (*Picea abies* (L.) Karst.) in Südbayern – Implikationen für die Bewertung des N-Status von Wäldern. In Vorb.
- MIEGROET, H. VAN, JOHNSON, D.W., COLE, D.W. (1992): Analysis of N Cycles in Polluted versus Unpolluted Environments. *Ecologica Studies* **91**: 199-207.
- NAGEL, H.-D. , GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels – Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltspolitik. Springer: 259 S.
- PREGGER T., BLANK P., WICKERT B., KRÜGER R., THELOKE J., FRIEDRICH R. (2001): Emissionskataster für Bayern. Endbericht der Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz: 108 S.

- RIß, M. (2000): Untersuchung zur Nitratbelastung in den Wäldern der südlichen Münchener Schotterebene. 2. Teil Flächige Abschätzung und Prognose. Diplomarbeit TU München: 80 S.
- ROTHER, A., BRANDT, S., HURLER, R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers am Beispiel des Eurasburger Forstes. *AFZ/Der Wald* **54**: 531-533.
- ROTHER A., HUBER C., KREUTZER K., WEIS W. (2002): Deposition and soil leaching of Norway spruce and European Beech: Results from Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* **240**: 33-45.
- ROTHER A., MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water Air and Soil Pollution* **156**: 337-355
- SCHALL P., SEIDLING W. (2004): Up-scaling of results from forest ecosystem monitoring to the large-scale. Report of the Federal Research Center for Forestry and Forest Products (BFH) 114 p.
- SCHULTZE B., HAMMEL K. (2004): Wasser und Stoffhaushaltsmodellierung. Abschlussbericht Teilprojekt 6A, BMBF 0339985, 99 S.
- SCHULZ, C. (2004): Zusammenstellung von Jahresmittelwerten des Stoff- und Wasserhaushalts der 22 Waldklimastationen Bayerns. Schriftliche Mitteilung.
- SPANGENBERG A., KÖLLING C. (2001): Sind Bayerns Wälder stickstoffgesättigt? - Neue Zusammenstellung von Forschungsergebnissen. *AFZ/Der Wald* **56**: 1074-1075.
- SPANGENBERG, A., KÖLLING C. (2003): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air and Soil Pollution*.
- SPSS 11.5: Statistical Package for the Social Sciences, Version 11.5.1. SPSS Inc., 1989-2002.
- STAHEL, W. A. (1999): Statistische Datenanalyse - Eine Einführung für Naturwissenschaftler, Vieweg Braunschweig, Wiesbaden: 334 S.
- UBA (2003): Mapping of ecosystem specific longer-term trend in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels Data CD –April 2003.
- UN/ECE UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE AND EUROPEAN COMMISSION (1998): Protection of Forests Against Atmospheric Pollution: European Programme for the Intensive Monitoring of Forest Ecosystems - Basic Documents for the Implementation of the Intensive Monitoring Programme of Forest Ecosystems in Europe Brussels, European Commission (EC)VI/3908/95-EN:142.
- VDLUFA (1991): Methodenbuch Band 1 - Die Untersuchung von Böden. 4. Aufl.; VDLUFA Verlag Darmstadt
- WILPERT, K. V., ZIRLEWAGEN, D. (2003): Indikatoren der N-Sättigung und des N-Austrags an BZE-Standorten im Schwarzwald. *Freiburger Forstliche Forschung Heft* **49**: 125-135.
- WEIS W. (2005): Zusammenstellung von Jahresmittelwerten des Stoff- und Wasserhaushalts des Höglwalds. Schriftliche Mitteilung.
- WÖSTEN J., LILLY A., NEMES A., BAS C.L. (1999): Development and use of a data base for hydraulic properties of European soils. *Geoderma* **90**: 169-185.
- WOLFF B., RIEK W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE) Band **1**: 144 S.
- ZEBRIS (2004): Berechnung von Landschaftskennwerten aus CORINE-Landcover. Schriftliche Mitteilung.

submitted: 04.09.2005
 reviewed: 06.12.2005
 accepted: 08.12.2005

Autorenanschrift:

K. H. Mellert*, A. Gensior, A. Göttlein*, C. Kölling****

* Department für Ökologie, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising, E-mail mellert@wzw.tum.de, Tel. 08161/71-4978

** Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising

Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München – Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben

Risk of elevated nitrate concentrations below forest in the region of Munich (South Bavaria) – Regionalisation at the basis of remote sensing data and nested samples

Karl Heinz Mellert, J. Brendel, Axel Göttlein, Christian Kölling, Gernot Rucker

Abstract

A nested model design at two different spatial scales is presented to predict the risk of elevated nitrate concentrations below the main rooting zone of forests in the region of Munich. The procedure combines a logistic regression on the Bavarian scale with a general linear model on the regional scale in an area around Munich in South Bavaria. The residuals of the Bavarian model (MELLERT et al. 2005c) are used as a link between both scales. This link of information on two spatial levels and the identification of predictors at different scales are the advantages of this approach, compared to a sole and independent model. At the Bavarian scale the ammonium deposition and the precipitation as well as the stand type and the site conditions predict the risk of elevated nitrate concentration. At the regional scale the degree of forestation and the stand age contribute considerably to explain the variance of the nitrate concentrations. Among the sources of nitrogen input into the forests especially regional ammonium emissions by agriculture seem to contribute to the occurrence of high nitrate concentrations. The central outcome of the study is a map indicating the risk of elevated nitrate concentrations. The results suggest that forestry could contribute to retard nitrogen saturation and nitrate leaching by conversion of spruce into mixed stands with a high percentage of broad-leaved species.

Einleitung

Eine zielgerichtete Bewirtschaftung der Wälder im Hinblick auf die fortschreitende N-Sättigung erfordert entsprechende Geoinformationen. Auf der Basis der Ergebnisse der Nitratinventur Bayern (GENSIOR et al. 2003b, MELLERT et al. 2005a) wurde eine Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen für das Land Bayern erstellt (MELLERT et al. 2005c). Die Bayernkarte liefert Informationen über die durchschnittliche Situation in den forstlichen Wuchsgebieten und dient der Identifizierung von Problemregionen. Als Übersichtskarte kann sie jedoch die Bedürfnisse auf regionaler Ebene, z.B. für ein Wuchsgebiet, kaum befriedigen. Hierzu ist eine räumliche Präzisierung der Geodaten in einem detaillierteren Maßstab erforderlich. Die bayernweite Regionalisierung basiert auf der in den Jahren 2001/2002 durchgeführten Nitratinventur im 8 x 8 km Raster (Level-I/BZE) an 399 Punkten im Flachland. Die Anzahl von Inventurpunkten in den einzelnen Wuchsgebieten ist daher sehr begrenzt. Zur Informationsverdichtung der kleinmaßstäbigen Bayernkarte auf den größeren Maßstab der Karte für den Großraum München wurden detaillierte Informationen aus einer 1998 durchgeführten Sickerwasserstudie (ROTHE & MELLERT 2004) herangezogen. Im vorliegenden Beitrag wird die Möglichkeit eines Downscalings durch ein genestetes Verfahren vorgestellt. Die auf einem logistischen Regressionsmodell basierende Regionalisierung auf bayerischer Ebene (MELLERT et al. 2005c) wird hierbei mit den regionalen Daten durch ein multiples Regressionsverfahren verknüpft. Dank einer ins Projekt integrierten Pilotstudie zur Fernerkundung von Waldtypen konnte eine geeignete Waldkarte für den Raum München durch Klassifikation von Landsat-Daten bereit gestellt werden (RÜCKER et al. 2002).

Methode

Datengrundlagen

Methodik und Ergebnisse der Nitratinventur Bayern wurden bereits in anderen Publikationen detailliert dargestellt (GENSIOR et al. 2003a,b, MELLERT et al. 2005b). Als Datengrundlage für die Nestung im Münchner Raum wurden die Ergebnisse der Untersuchung von ROTHE & MELLERT (2004) herangezogen. Von der 95 Bestände umfassenden Studie, bei der auch Bewirtschaftungseffekte untersucht wurden, konnten die Ergebnisse von 64 Beständen für das genestete Regionalisierungsverfahren verwendet werden. Verjüngungsbestände konnten nicht berücksichtigt

werden, da die als Regionalisierungsbasis verwendete Waldtypenkarte lediglich Waldtypen und Altersklassen umfasste. Unter den Nadelholzbeständen wurden Kiefern- und Tannenbestände aus verschiedenen Gründen ausgeschlossen. Zum einen sind diese Bestandstypen im Modellgebiet nicht sehr häufig und daher auch im Datensatz der Sickerwasserstudie kaum repräsentiert, zum anderen bereitet eine Klassifizierung verschiedener Nadelhölzer durch die Fernerkundung Schwierigkeiten.

Satellitenbildklassifikation

Als Grundlage der Waldkarte dienten Aufnahmen des *Enhanced Thematic Mapper* (ETM+)-Sensors an Bord des Landsat-7 Satelliten. Die beiden wolkenfreien Szenen stammten aus dem gleichen Überflug am 13. Mai 2001. Die Aufnahmen wurden zu einem Bildmosaik zusammengesetzt, und eine einfache Atmosphärenkorrektur (*Dark Point Subtraction*) durchgeführt (siehe z.B. PAX-LENNY et al. 2001). Ein Bildausschnitt wurde mit einem Satz von 30 Kontrollpunkten über ein Polynom 3. Ordnung georeferenziert. Die mittlere quadratische Abweichung der Georeferenzierung betrug weniger als ein Pixel (30 m). Eine Waldmaske (BAY LWF 2001) im Maßstab 1:50.000 wurde anschließend benutzt, um die Waldgebiete zu extrahieren.

Verschiedene Verfahren der digitalen Bildverbesserung und Informationsextraktion haben sich zur Waldtypenklassifikation bewährt, so z.B. die Berechnung des Vegetationsindex NDVI oder die *Tasseled Cap Analysis* (DYMOND et al. 2001) und die Landsat-TM-Spektralbänder 2, 3, 4, 5 und 7 korrelieren mit Altersklassen (BROCKHAUS & KHORRAM 1992). Es wurden daher verschiedene künstliche Bildprodukte für das Untersuchungsgebiet erstellt. Diese Bildprodukte wurden dann mit einer unüberwachten Klassifikation in ca. 20 Klassen eingeteilt und die Ergebnisse mit verfügbaren digitalen Forsteinrichtungsdaten und GPS-Punkten aus Geländeaufnahmen verglichen. Aus der Erfahrung der unüberwachten Klassifikation wurden in Trainingsgebieten für Nadelwald, Laubwald, Mischwald bis zu drei Altersklassen ausgewiesen, mit deren Hilfe eine überwachte Klassifikation (*Maximum-Likelihood-Methode*) durchgeführt wurde. Die Auswahl der repräsentativen Trainingsgebiete erfolgte mit Feldbegehungen und der Auswertung bestehender Forsteinrichtungskarten in den Bereichen Ebersberg, Höhenkirchen, Baierbrunn und Deisenhofen. Eingangsdaten waren die ersten drei Hauptkomponenten der Landsat-ETM+ Bänder 1,2,3,4,5 und 7 und der *Normalized Difference of Vegetation Index*. Zur Abschätzung der erreichten Klassifikationsgenauigkeit wurde eine weitere Geländebegehung durchgeführt und aufgrund der an den GPS-Punkten aufgenommenen Daten die Gesamtgenauigkeit errechnet.

Als Grundlage für die Klassifikation der Substrate im größeren Maßstab wurde die Geologische Übersichtskarte 1:200.000 (BAYGLA 2002) verwendet. Hierbei war v.a. eine Abgrenzung von terrestrischen und nicht-terrestrischen Standorten von Interesse, weil bei grundwasserbeeinflussten Standorten das Risiko nicht den dort aufstockenden Beständen zugeordnet werden kann. Als nicht-terrestrische Einheiten wurden fluviatile Ablagerungen des Quartärs (Auenbereiche), An- und Niedermoore sowie Alm- und Wiesenkalke gewertet. Der N-Haushalt der grundwasserbeeinflussten Standorte wurde großflächig v.a. bei Auenböden durch Drainage stark verändert. Wälder auf Hochmooren wurden von der Bewertung ausgenommen. Da eine Untersuchung von grundwasserbeeinflussten Böden im Modellgebiet nicht erfolgte, wurden die Schätzwerte des Bayernmodells für diese Gruppe unverändert übernommen.

Regionalisierungsverfahren

Das Prinzip der Regionalisierung basiert auf einem genesteten Verfahren, bei dem durch Aufnahme zusätzlicher Informationen eine Verbesserung der Anpassung im regionalen Modell angestrebt wird. Hierbei wurde auf Landschaftsparameter zurückgegriffen, die bereits in die Entwicklung des Bayernmodells als potenziell bedeutende Prädiktoren involviert waren, aber bei der Variablenselektion ausschieden (MELLERT et al. 2005c). Diese sind der Anteil des Waldes bzw. der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie die Grenzlinienlänge zwischen Wald und angrenzenden Flächen in einem bestimmten Umkreis. Zudem wurde angestrebt, auch die Altersklasse von Waldbeständen als Prädiktor für das Nitrataustragsrisiko zu verwenden. Ein Alterseffekt ist wegen Unterschieden im N-Bedarf und in der N-Deposition plausibel und wurde bereits in mehreren Untersuchungen bestätigt (z.B. ROTHE & MELLERT 2004). Allerdings war der Effekt bei den Daten der Nitratinventur nicht signifikant (MELLERT et al. 2005c). Dies ist vermutlich auf die große Varianz des Datenkollektivs zurückzuführen, welches eine große Breite an Bestandes- und Standortstypen in Bayern abdeckt. Die Aufgabe des genesteten Ansatzes besteht nun darin, beide Informationen, die übergeordneten auf bayerischer Ebene und die untergeordneten auf Modellgebietsebene auf der höher aufgelösten Skalenebene zusammenzubringen. Die Entwicklung des genesteten Regionalisierungsmodells erfolgte in zwei Schritten. Der dritte Schritt bestand in der Überprüfung der Ergebnisse durch ein nicht genestetes Modell.

1. Entwicklung eines allgemeinen linearen Modells (ALM) zur Erklärung der Residuen des Bayernmodells (LOGB) basierend auf den Daten des Modellgebiets.
2. Die Anwendung dieses Korrekturmodells der Überschreitungswahrscheinlichkeit (ALM) auf die p-Werte des Bayernmodells (LOGB) zur Anpassung an diese Region. Als Ergebnis dieser genesteten Modellierung (GENM) erhält man die korrigierte Überschreitungswahrscheinlichkeit.
3. Entwicklung eines logistischen Modells für den Großraum München (LOGM) analog dem Regionalisierungsmodell für Bayern (LOGB), basierend allein auf den Daten des Modellgebiets zur Validierung des genesteten Ansatzes (1+2).

Die Modellentwicklung erfolgte explorativ, d.h. es wurde nach dem Modell gesucht, welches am besten an die Daten angepasst ist (STAHEL 1999). Kriterium für die Wahl des Modells war die Erfüllung der statistischen Voraussetzungen und das R^2 des Modells.

Zur Erklärung der Residuen des gesamt-bayerischen Modells wurde ein allgemeines lineares Modell (Prozedur UNIANOVA, SPSS 11.5) eingesetzt. Das Verfahren kombiniert Regressionsanalysen und Varianzanalysen für eine abhängige Variable mit einem oder mehreren Faktoren und/oder Kovariablen. Die Faktorvariablen unterteilen die Grundgesamtheit in Gruppen. Das allgemeine lineare Modell erlaubt die Analyse eines Modells mit allen beteiligten Faktoren und Kovariablen in einem umfassenden Design. Im Gegensatz zu einer sequentiell durchgeführten Regression auf der Basis von zuvor stratifizierten Daten, werden die Parameter „gleichzeitig“ für ein umfassendes Modell geschätzt und es können Wechselwirkungseffekte der Faktoren und Kovariablen berücksichtigt werden. Um eine ausreichende Zahl an Freiheitsgraden zu bewahren, wurden im Modell lediglich Wechselwirkungen der ersten Ordnung (2-Weg-Interaktionen) zugelassen. Die Faktoren wurden als feste Effekte aufgefasst. Die Verwendung der Quadratsummen vom Typ III ermöglicht es, auch unbalancierte Datensätze in einer sog. nicht orthogonalen Kovarianzanalyse (BORTZ 1993) zu untersuchen.

Die Residuen des logistischen Modells sind definiert als die Differenz zwischen der tatsächlich beobachteten Antwortkategorie (in diesem Fall: $[\text{NO}_3] < 10 \text{ mg l}^{-1} \rightarrow 0$; $[\text{NO}_3] > 10 \text{ mg l}^{-1} \rightarrow 1$) und der durch das Modell vorhergesagten Wahrscheinlichkeit der Gruppenzugehörigkeit (RRZN 2001). Im vorliegenden Fall wurden die Residuen aus der Differenz der p-Vorhersage des Bayernmodells mit der im Modellgebiet beobachteten Antwortkategorie gebildet. Die auf diese Weise erhaltenen Residuen stellen den unerklärten Anteil der Varianz des Bayernmodells im Modellgebiet dar und bilden den Ausgangspunkt für die Erstellung des Korrekturmodells (ALM).

Die Modellvoraussetzungen wurden mit gängigen Verfahren getestet. Die Annahme der Normalverteilung wurde im QUANTIL-QUANTILDIAGRAMM und mit KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test geprüft. Die Voraussetzung der Varianzhomogenität wurde mittels LEVENE-Test getestet. Nach BORTZ (1993) ist bei ungleichgroßen und kleinen Stichproben $n_i < 10$ von einem Hinweis auf Varianzheterogenität bereits bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 20\%$ des LEVENE-Tests auszugehen. Nach der Empfehlung von BÜHL & ZÖFEL (2002) sollte bei nicht gegebener Varianzhomogenität das Signifikanzniveau des F-Tests auf $p=0,01$ abgesenkt werden. Diese Hinweise wurden bei der Exploration der Modellansätze berücksichtigt. Die Anpassung der Modelle wurde neben dem herkömmlichen Bestimmtheitsmaß (R^2) durch das korrigierte Bestimmtheitsmaß (adjusted R^2) beschrieben, welches das einfache R^2 umso stärker reduziert, je kleiner die Zahl der Freiheitsgrade und je größer die Zahl der Regressoren ist (BACKHAUS et al. 1996). Einflussreiche Fälle wurden durch das Auftragen der COOK-Distanzen gegen die vorhergesagten Werte identifiziert. Die COOK-Distanz ist ein Maß dafür, wie stark sich die Residuen aller Fälle ändern würden, wenn ein spezieller Fall von der Berechnung ausgeschlossen würde (RRZN 2001).

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist das Ergebnis der Waldtypenklassifikation dargestellt. In den eingekreisten Bereichen liegen sowohl die Trainingsgebiete für die Klassifikation der Landsat-Daten als auch die für die Modellierung herangezogenen Bestände der Sickerwasseruntersuchung von ROTHE & MELLERT (2004).

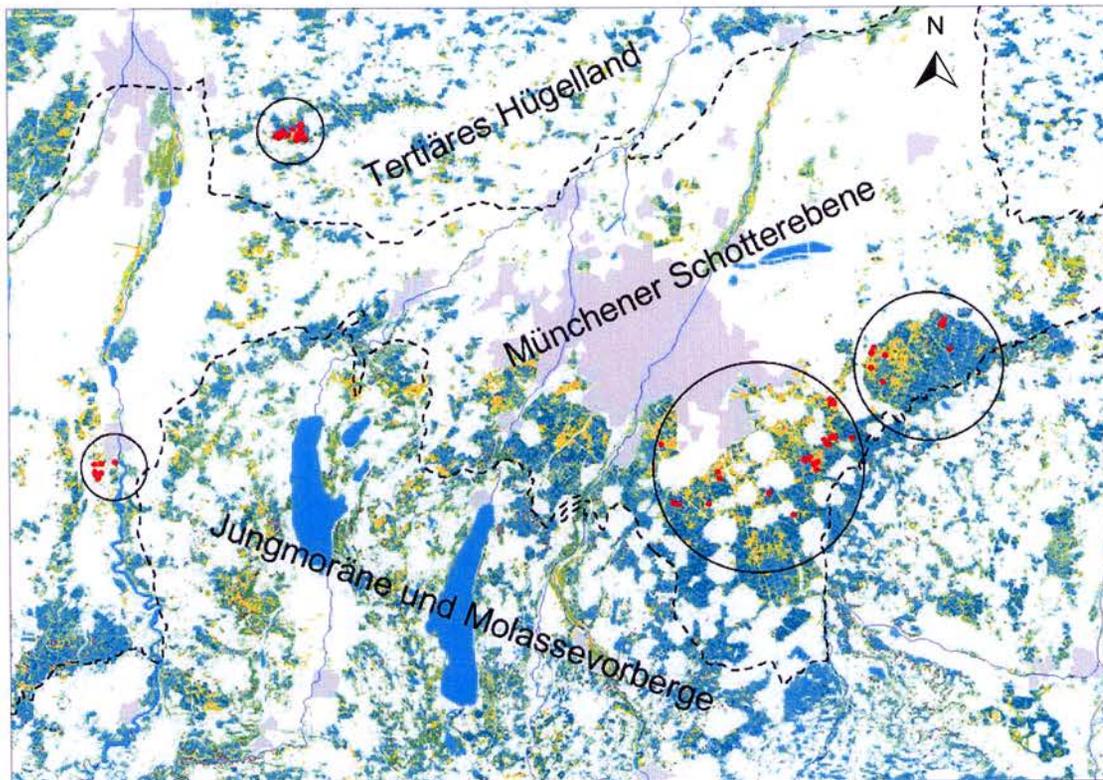


Abb. 1: Ergebnis der Waldtypenklassifikation auf der Basis von Landsat-Daten. Kreise stellen die Gebiete der Klassifikations-Überwachung bzw. Sickerwasseruntersuchung (rote Punkte) dar (Maßstab 1 : 330.000).

Laubwald jung Laubwald alt Mischwald jung Mischwald alt Nadelwald jung Nadelwald mittelalt Nadelwald alt

Aufgrund der starken Dominanz von Fichtenwäldern in den Erhebungsgebieten und der geringen Flächenanteile von anderen Nadelhölzern wurde bei der Waldtypenklassifikation (ROTHE & MELLERT 2004) auf eine Differenzierung in unterschiedliche Nadelholzarten verzichtet. V.a. außerhalb der Erhebungsgebiete (Abb. 1, Kreise) wird die Waldtypenverteilung hierdurch aber etwas verfälscht, weil die dort häufiger vertretenen Kiefern-, Tannen- und Lärchenbestände als Fichtenbestände behandelt werden. In den Erhebungsgebieten wird die Modellschätzung angesichts der Fichtendominanz aber kaum beeinträchtigt. Bei Laub- und Mischwäldern wurden 2 Altersklassen ausgeschieden: jung (ca. 0-40 Jahre) und alt (> 40 Jahre). Die Nadelwälder umfassen 3 Altersklassen: jung (0-30 Jahre), mittelalt (30-50 Jahre) und alt (>50 Jahre).

Modellentwicklung

Die Überprüfung der Risikoschätzung des Bayernmodells anhand der Daten der Untersuchungsbestände im Großraum München (ROTHE & MELLERT 2004) offenbart jedoch eine ungenügende Anpassung an die Verhältnisse in diesem Modellgebiet (Abb. 2a). Trotz z.T. erheblicher Überschreitungen der Schwellenkonzentration (Maximalwerte der Nitratkonzentration bei 60 mg/l) ist die maximale p-Wert-Schätzung bei unter 70%. Probleme ergeben sich insbesondere durch Unterschätzung des Risikos bei Fichtenaltbeständen und einer Überschätzung des Risikos bei Fichtenjungbeständen. Ein niedriges Risiko von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag ist bei Jungbeständen wegen des hohen N-Bedarf in der Phase bis zum vollständigen Kronenausbau plausibel und wurde bereits in übergreifenden Fallstudienauswertungen nachgewiesen (DISE et al. 1995). Der Alterseffekt wurde am vorliegenden Datenkollektiv bereits früher empirisch bestätigt (ROTHE & MELLERT 2004).

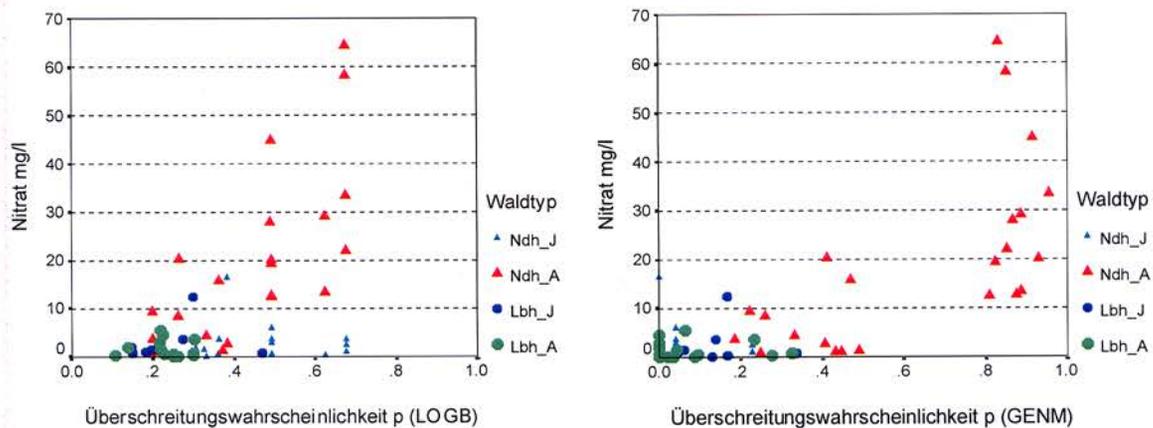


Abb. 2: Beziehung zwischen der Nitratkonzentration in der Bodenlösung [mg l^{-1}] und der durch Modelle geschätzten Überschreitungswahrscheinlichkeit p für eine Nitratkonzentration $> 10 \text{ mg l}^{-1}$: **Abb. 2 a links:** Überschreitungswahrscheinlichkeit p geschätzt durch das gesamt-bayerische Modell (LOGB). **Abb. 2 b rechts:** Überschreitungswahrscheinlichkeit p geschätzt durch das speziell für den Raum München angepasste genetete Modell (GENM). Ndh = Nadelholz, Lbh = Laubholz, _A = alt, _J = jung; Fälle repräsentieren die Untersuchungsbestände des Modellgebiets im Raum München (ROTHE & MELLERT 2004).

Die beschriebenen Abweichungen (Abb. 2a) hängen mit den von der durchschnittlichen bayerischen Situation abweichenden Verhältnissen im Großraum München zusammen, die von LOGB nicht erklärt werden. Auch das unterschiedliche Auswahlverfahren der Bestände im Modellgebiet mag hier eine Rolle spielen. Unter den möglichen Parametern, die diese Unterschiedlichkeit bedingen, ist der Waldanteil ein wesentlicher Faktor (Abb. 3a). Während die Inventurbestände im Raster der BZE (Bodenzustandserhebung im Wald, RIEK & WOLF 1997) aufgenommen und dabei auch eine große Zahl von Beständen in nur kleinflächig bewaldeten Gebieten erfasst wurden, ist der Großraum München in weiten Teilen überdurchschnittlich stark bewaldet. Vor allem in diesen Gebieten liegen die Untersuchungsbestände der Sickerwasserstudie (Abb. 1). Ein Einfluss des Bewaldungsgrades ist plausibel, da die N-Deposition mit steigendem Waldanteil abnimmt, d. h. geschützt im Innern von Waldgebieten gelegene Bestände weniger N-Einträge erhalten als stark exponierte Waldareale. SPANGENBERG & KÖLLING (2003) konnten den kausalen Zusammenhang zwischen Entfernung von N-Emittenten und der Nitrat auswaschung unter Wald in einer Gradientenstudie bestätigen. Dieser Nachbarschaftseffekt des Waldes geht prinzipiell zwar bereits in die großräumige Modellierung der N-Deposition ein, die N-Eintragsgradienten werden jedoch nicht in einer auf dieser Skalenebene nötigen Differenzierung von den Depositionsmodellen (UBA 2000) wiedergegeben. Daher verbleibt ein durch N-Depositionsindikatoren erklärbarer Anteil der Varianz des Bayernmodells (LOGB) unerklärt.

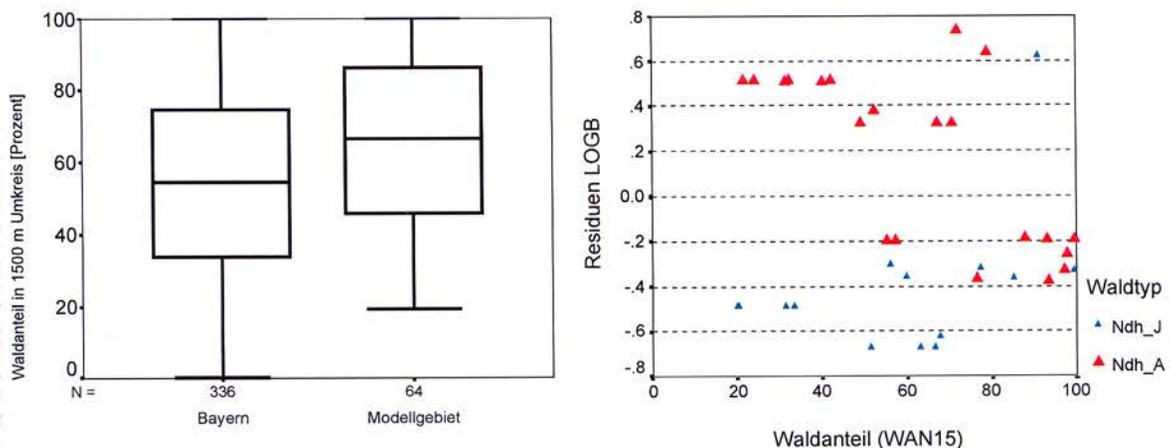


Abb. 3: Waldanteile und ihr Einfluss auf die Modellierung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen. **Abb. 3 a links:** Waldanteil im 1,5-km-Umkreis der Inventurbestände in Bayern und der Untersuchungsbestände im Raum München. **Abb. 3 b rechts:** Residuen des gesamt-bayerischen Modells (LOGB) in Abhängigkeit vom Waldanteil am Beispiel der im Raum München untersuchten Nadelholzbestände (ROTHE & MELLERT 2004); Ndh_J = Nadelholz jung, _A = alt.

Abb. 3b zeigt die Residuen der Risiken erhöhter Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von Fichtenbeständen des LOGB aufgetragen gegen den Waldanteil in 1.500 m Umkreis. In der oberen Hälfte des Diagramms (Residuum > 0) liegt eine Unterschätzung der tatsächlichen Risiken vor, in der unteren Hälfte eine Überschätzung. Bei Altbeständen wird die Überschreitungswahrscheinlichkeit v.a. bei geringen Waldanteilen unterschätzt, bei hohen Waldanteilen jedoch überschätzt. Am Beispiel der Fichtenaltbestände kann die angestrebte Erklärung der bisher unerklärten Varianz verdeutlicht werden. Die einfachste Möglichkeit, die Anpassung an die Daten zu verbessern, besteht in einem linearen Ausgleich der Risiken zwischen beiden Gruppen. Im Gegensatz zu dem starken Einfluss des Waldanteils bei Fichtenaltbeständen wird bei den Jungbeständen das Risiko generell, d.h. weitgehend unabhängig vom Waldanteil, überschätzt. Die Punktwolke streut mit Ausnahme eines Bestandes (Residuum = 0,62) etwa um den Wert -0,4. Wie die Betrachtung der Residuen zeigt (Abb. 3b), liefert der Waldanteil Ansatzpunkte für die Erklärung der bisher unerklärten Restvarianz des gesamtbayerischen Regionalisierungsmodells (LOGB). Ein Fichtenjungbestand wurde als Ausreißer aus der Modellbildung ausgeschlossen, da er als einflussreicher Fall (COOK's Distanzen) die Parameterschätzung stark und unplausibel beeinflussen würde. In der Validierung des Modells wird der Fall jedoch weiterhin mitgeführt, um die Unsicherheit des Modells unverzerrt darzustellen.

Mit der verwendeten Prozedur, dem allgemeinen linearen Modell (ALM), welches die Zwischensubjekteffekte der Waldtypen und der Altersklassen unter der Berücksichtigung der Kovariablen und der Wechselwirkungen analysiert, erhält man durchweg plausible Beziehungen für die Residuen des Bayernmodells (LOGB) (Tab. 1). Gut 50% des unerklärten Anteils werden durch ein allgemeines lineares Modell (ALM) über die Waldtypen nach Altersklassen und über den Waldanteil in 1,5 km Umgebung erklärt. Da die Zellenbesetzung des Modells nicht allzu stark variiert (n_i [max] = 23; n_i [min] = 11) und die Mindeststichprobe von 10 Wiederholungen eingehalten wird (BORTZ 1999), liegen die erreichten Signifikanzen des F-Tests (Tab. 1) und des LEVENE-Tests auf Varianzhomogenität ($p=0,95$) in einem befriedigenden Rahmen. Als Haupteffekt ist die Altersklasse signifikant. Der Waldtyp ist zwar als Haupteffekt nicht signifikant, er leistet jedoch einen bedeutenden Beitrag zur Erklärung der Varianz über die Wechselwirkung mit der Altersklasse. Eine signifikante Wechselwirkung besteht zudem zwischen der Altersklasse und dem Waldanteil. Die Vorzeichen der Parameterschätzungen sind allesamt plausibel (Tab. 2). Die Parameterschätzungen sind bis auf den Schätzwert für den Einfluss des Waldanteils signifikant von Null verschieden. Der Parameter für den Waldanteil wird Null, da ein Effekt nur bei den Altbeständen auftritt, welcher in der Linearkombination über den Parameter der Wechselwirkung „Altersklasse*Waldanteil“ Berücksichtigung findet. Das Fehlen eines entsprechenden Effekts bei Jungbeständen kann kausal mit dem bereits angesprochenen hohem N-Bedarf in der Jungendphase erklärt werden.

Tab. 1: Ergebnis des allgemeinen linearen Modells (ALM) zur Erklärung der Residuen des Bayernmodells (LOGB). Datengrundlage ist die genestete Unterstichprobe im Raum München N=64 (ROTHE & MELLERT 2004).

	Quadratsumme vom Typ III	F	df	Signifikanz
Modell				
Korrigiertes Modell	4.700	14.9	5	<0.001
Fehler	3.606			
Faktoren + Kovariablen				
Konstanter Term	0.011	0	1	0.684
Waldanteil	0.388	6.0	1	0.016
Waldtyp	0.025	7.2	1	0.530
Altersklasse	0.899		1	0.000
Waldtyp*Altersklasse	1.865	16.4	1	0.000
Altersklasse*Waldanteil	0.331	28.6	1	0.026

R-Quadrat = 0,566 (korrigiertes R-Quadrat = 0,528)

Tab. 2: Parameterschätzung (B) des allgemeinen linearen Modells (ALM) zur Erklärung der Residuen des Bayernmodells (LOGB) (Tab. 1) sowie Standardfehler der Parameter (SE) und Prüfgröße T.

Konstante, Faktorstufen und Kovariable	B	SE	T	Signifikanz
Konstanter Term	-0.450	0.128	-3.503	0.001
Waldtyp=Laubholz	0.316	0.102	3.102	0.003
Waldtyp=Nadelholz	0.000*	.	.	.
Altersklasse=Alt	1.012	0.177	5.716	0.000
Altersklasse=Jung	0.000*	.	.	.
Waldtyp*Altersklasse	-0.716	0.132	-5.429	0.000
Altersklasse*Waldanteil	-0.006	0.003	-2.289	0.026
Waldanteil	0.000	0.002	-0.130	0.897

*redundante Parameter wurden Null gesetzt

Abb. 4a veranschaulicht die Prädiktion des Korrekturmodells (ALM). Der Einfluss des Waldanteils auf die Residuen ist dem Modell zufolge nicht nur bei Fichten-, sondern auch bei Laubholzzaltbeständen signifikant. Laubholz- und Nadelholzzungbestände gehen mit unterschiedlich großen konstanten Abschlägen in das Modell ein. Das Regressionsmodell ist formal korrekt und kausal plausibel und kann daher als Korrekturalgorithmus für das gesamt-bayerische Modell (LOGB) verwendet werden. Der aus dem Regressionsmodell extrahierte Algorithmus wurde lediglich dahingehend abgewandelt, dass p-Werte, die durch die Korrektur negativ werden, auf Null zurückgesetzt wurden. Die Korrektur der ursprünglichen p-Werte reicht bei Fichtenbeständen von Risikoaufschlägen bei geringer Bewaldung bis hin zu geringen Abschlägen bei hohem Waldanteil (Abb. 4a). Bei Laubholzzaltbeständen werden abgesehen von exponierten Lagen (Waldanteil < 30%) regelmäßig Risikoabschläge angesetzt. Der die Risiken von N-Sättigung mindernde Effekt größerer Waldgebiete kommt in dem für die Verhältnisse im Raum München angepassten regionalen Modell nun sehr gut zum Ausdruck (Abb. 4b). Entscheidend für den Einsatz des genesteten Verfahrens ist jedoch, ob die Anpassung der Regionalisierung an die Daten hierdurch entscheidend verbessert wurde. Zudem stellt sich die Frage, ob sich das ungenestete, nur auf den Raum München bezogene logistische Regressionsmodell (LOGM) als deutlich besser erweist.

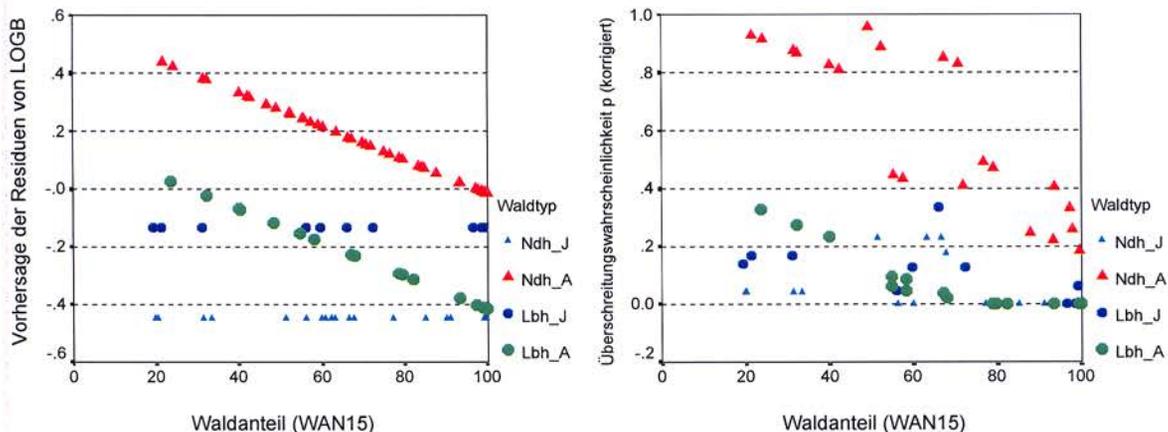


Abb. 4: Entwicklung des genesteten Modells (GENM) für die Modellierung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen:

Abb. 4 a links: Vorhergesagte Werte des Korrekturmodells (ALM) in Abhängigkeit vom Waldanteil in 1,5 km Umkreis.

Abb. 4 b rechts: Vorhergesagte Werte des genesteten Modells (GENM) in Abhängigkeit vom Waldanteil.

Ndh = Nadelholz, Lbh = Laubholz, _A = alt, _J = jung; Fälle repräsentieren die Untersuchungsbestände des Modellgebiets im Raum München (ROTHE & MELLERT 2004).

Wie aus Abb. 2b zu erkennen ist, konnte durch das genestete Verfahren (GENM) eine gute Anpassung des bayerischen Gesamtmodells an die Verhältnisse im „Modellgebiet München“ erreicht werden. Im Vergleich mit Abb. 2a wurde der Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Überschreitungsrisiko entscheidend verbessert. In Einzelfällen ist die Korrektur der Risiken allerdings unzutreffend. Ein Fichten- und ein Laubholzbestand wird durch das genestete nicht angemessen

korrigiert. Die z.T. erhöhten Nitratkonzentrationen ($> 0 \text{ mg l}^{-1}$ und $< 10 \text{ mg l}^{-1}$) unter einigen Laubhölzern weisen auf eine tendenziell zu niedrige Einschätzung des Risikos von Laubholzaltbeständen hin. Im Ganzen stimmt die Zuordnung der Bestände zu den Risikoklassen mit der Beobachtung ihrer Nitratkonzentration jedoch recht gut überein (Abb. 5a, blaue Säulen). Allerdings werden die p-Werte der niedrigen Risikoklassen eher überschätzt. Die Bestände mit erhöhten Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) werden jedoch sehr zutreffend eingeschätzt. Die Schätzungen des allein auf den Raum München bezogenen Modells (LOGM) liegen meist in einer ähnlichen Größenordnung wie die des genesteten Modells (Abb. 5a, rote Säulen). Die insgesamt gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von LOGM wird auch im Streudiagramm in Abb. 5b bestätigt. Hohe Risiken werden von beiden Modellen lediglich den Fichtenaltbeständen zugewiesen. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit von 10 mg l^{-1} wird bei Jungbeständen und bei Laubholz, mit wenigen Ausnahmen, nicht höher als 20% geschätzt. Allerdings treten in Einzelfällen deutliche Abweichungen von der Risikoschätzung auf.

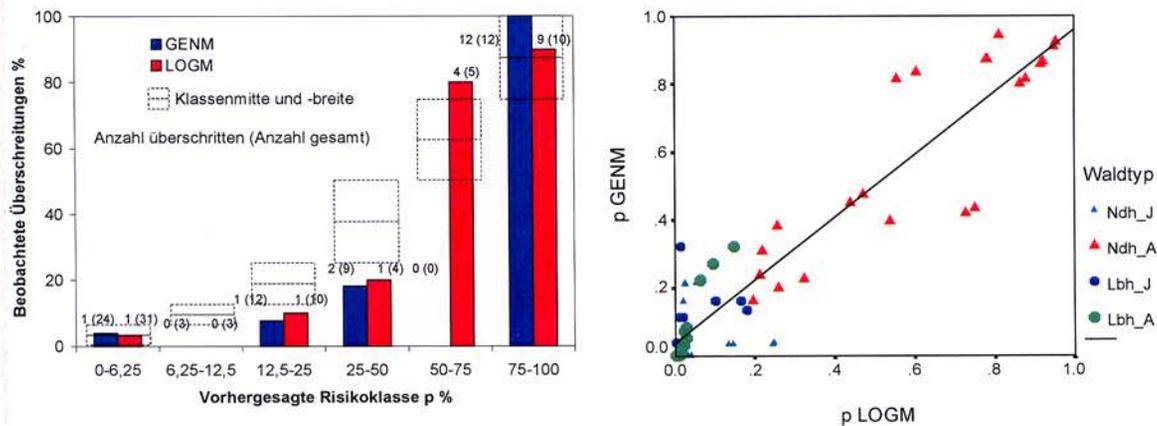


Abb. 5: Validierung der Modelle für die Modellierung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen:

Abb. 5 a links: Beobachtete Überschreitungen [%] vs. vorhergesagte Risikoklasse [%] des genesteten Modells (GENM; blaue Säulen) und des nicht genesteten Modells (LOGM; rote Säulen).

Abb. 5 b rechts: Beziehung zwischen den Überschreitungswahrscheinlichkeiten p des GENM vs. Überschreitungswahrscheinlichkeit p des nicht genesteten Modells (LOGM) $R^2 = 0,862$; Fälle repräsentieren die Untersuchungsbestände des Modellgebiets im Raum München (ROTHE & MELLERT 2004). Ndh = Nadelholz, Lbh = Laubholz, _A = alt, _J = jung.

Im Gegensatz zum isoliert für das Modellgebiet entwickelte Regionalisierungsverfahren (LOGM) ist das genestete Verfahren (GENM) nicht losgelöst von den gesamt-bayerischen Verhältnissen (LOGB). Das genestete Verfahren vernetzt beide Skalenebenen und identifiziert die auf den verschiedenen Skalen wirkenden Prädiktoren. Wegen dieser Vorteile wurde dem genesteten Modell (GENM) als Regionalisierungsgrundlage für den Münchener Raum der Vorzug gegeben (Abb. 6).

Risikokarte für den Raum München

Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (Abb. 6) zeigt einen Nord-Süd-Gradienten mit in der Tendenz abnehmender Risiken mit zunehmender Annäherung an die Alpen. Der Gradient der Risikoschätzungen ist sowohl bedingt durch das genestete Modell (GENM), als auch durch das zugrunde gelegte Bayernmodell (LOGB). Kausal sind hierfür die von Nord nach Süd zunehmenden Niederschläge und die abnehmenden NH_4 -Einträge (siehe Abb. 2 in MELLERT et al. 2005c) verantwortlich, beides Faktoren, welche die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwerts herabsetzen. Dieses Nord-Süd-Gefälle wird noch verstärkt durch höhere Laubholz- und Mischwaldanteile im Moränengebiet und die im Vergleich zum nördlich gelegenen Tertiären Hügelland zumeist größeren Waldflächen in der südlich angrenzenden Schotterebene. Im Tertiärhügelland sind die Risiken deutlich erhöht, wegen der hohen Depositionen (siehe Abb. 2 in MELLERT et al. 2005c), welche die inselartig in intensiv landwirtschaftlich genutztem Gebieten eingebetteten Waldgebiete (Abb. 1) erhalten. Dies gilt wegen der etwas niedrigeren N-Einträge abgeschwächt auch für das oberbayerische Tertiärhügelland. Eine Absenkung und Differenzierung der Risiken ist hier durch vorhandene Laubholz- und Jungbestände in den größeren Waldgebieten, z.B. dem Eurasburger Forst (Abb. 6, EUR) zu erkennen. Unter den großen Waldgebieten in der Münchener Schotterebene unterliegt der Ebersberger Forst (Abb. 6, EBE) vergleichsweise hohen Risiken. Dies fällt schon im Vergleich mit dem Forstenrieder Park (Abb. 6, FOR), aber insbesondere mit dem Deisenhofener Forst (Abb. 6, DEI) auf, dessen Flächen hinsichtlich der Risikoklassen wesentlich besser differenziert wird.

Gründe für die geschätzten hohen Risiken im Ebersberger Forst liegen darin, dass dieses Waldgebiet - v.a. im Norden - noch im Bereich etwas geringerer Niederschläge und höherer Deposition liegt. Auch der hohe Anteil an alten und mittelalten Nadelholzbeständen trägt zum hohen Risikoniveau bei. Bereiche im Ebersberger Forst mit geringen Risiken sind die großen, durch Kalamitäten entstandenen ehemaligen Kahlf Flächen, die überwiegend mit Laubholz verjüngt wurden (Abb. 1).

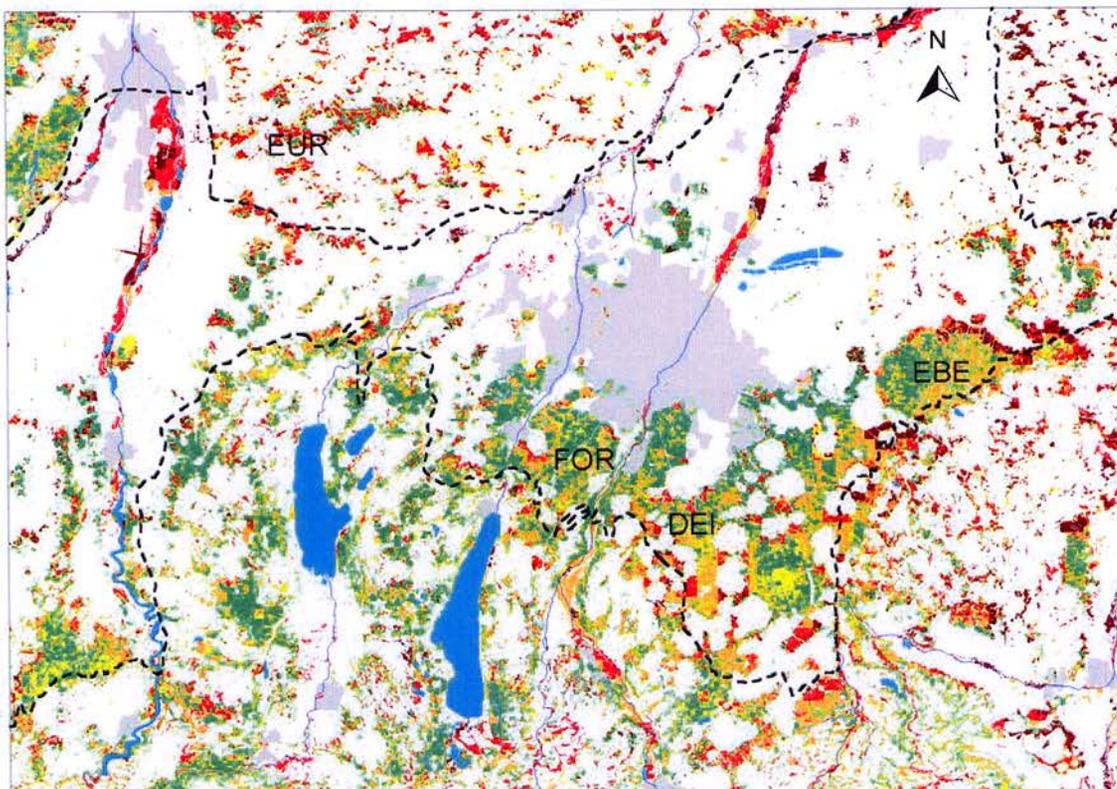


Abb. 6: Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) unter Wald im Raum München (Maßstab 1 : 330.000). Im Text besprochene Waldgebiete: DEI=Deisenhofener Forst, EBE=Ebersberger Forst, EUR=Eurasburger Forst, FOR=Forstenrieder Park; Risikoklassen (Überschreitungswahrscheinlichkeit [farbige %-Klassen]):



Es sei an dieser Stelle noch einmal betont, dass die Risikoschätzung in außerhalb des Kerngebiets gelegenen Gebieten (Abb. 6, Kreise) unsicherer ist, da hier weder Untersuchungsbestände noch Trainingsgebiete der Waldklassifikation liegen. Auch die angesprochenen Unschärfen der Geodaten erhöhen die Unsicherheit der räumlichen Risikobewertung. Flächenscharfe Aussagen sind daher auch mit dem für den Raum München angepassten Modell (GENM) nicht überall möglich. Summarisch zusammengefasst lässt sich der Beitrag der verschiedenen Waldtypen zum Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen für den betrachteten Ausschnitt Südbayerns (Abb. 6) jedoch recht verlässlich abschätzen. Abb. 7 zeigt die Verteilung der Risikoklassen der unterschiedlichen Waldtypen nach ihrem Flächenanteilen für das gesamte in der Karte dargestellte Gebiet (Abb. 6). Es wird deutlich, dass v.a. unter alten (> 50 Jahre) und mittelalten (30-50 Jahre) Fichtenreinbeständen sehr häufig mit erhöhten Nitratkonzentrationen gerechnet werden muss. Die Laubholz- und Mischwaldgebiete schneiden hinsichtlich der Nitratkonzentrationen deutlich besser ab.

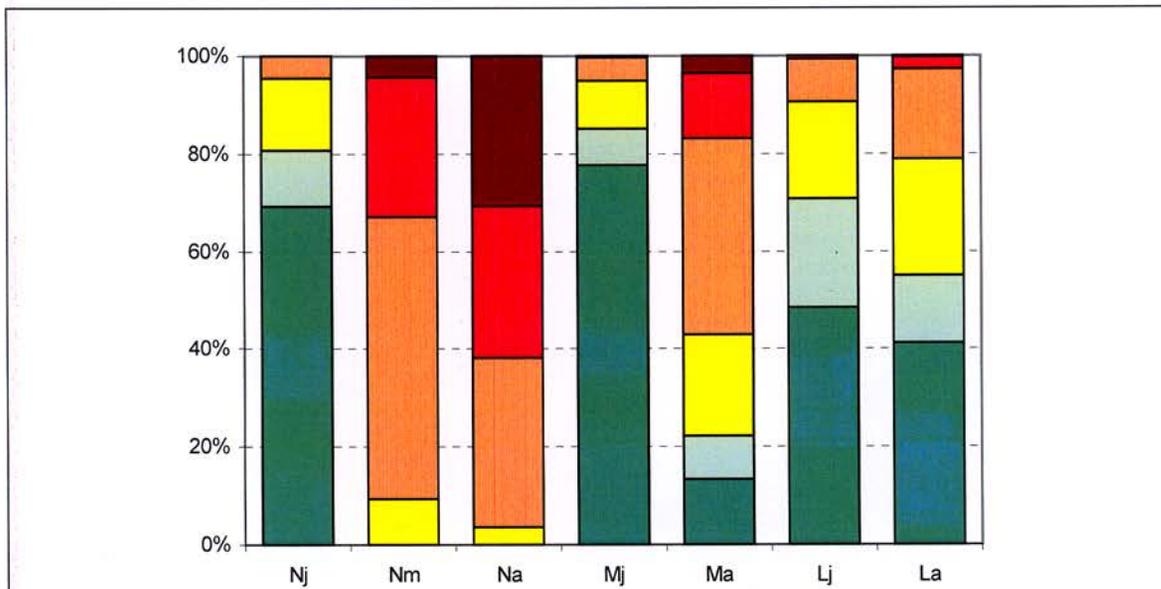


Abb. 7: Risikoklassenverteilung der unterschiedlichen Waldtypen. Nj=Nadelwald jung, Nm=Nadelwald mittelalt, Na=Nadelwald alt, Mj=Mischwald jung, Ma=Mischwald alt, Lj=Laubwald jung, La=Laubwald alt, Risikoklassen (Überschreitungswahrscheinlichkeit [farbige %-Klassen]):

0 – 6,25 6,25 – 12,5 12,5 – 25 25 – 50 50 – 75 75 – 100

Fazit

Durch die gegebene formale Anwendbarkeit und die gute Anpassung an die Daten erwies sich die kombinierte Verwendung einer logistischen Regression und eines allgemeinen linearen Modells als geeignetes Verfahren zur genesteten Regionalisierung von Messdaten auf verschiedenen Skalenniveaus. Die Vorzüge gegenüber einer Regionalisierung mit einem nicht genesteten, unabhängigen Modell liegen in der Verknüpfung der Skalenebenen und der Identifikation der auf den verschiedenen Skalenniveaus wirkenden Prädiktoren. Auf überregionaler Ebene wirkende Faktoren sind der Standort und der Waldtyp sowie die Ammoniumdepositionen und die Niederschläge. Auf regionaler Ebene treten als Prädiktoren das Alter des Waldes und der lokale Bewaldungsgrad hinzu. Fichtenaltbestände unterliegen dem höchsten Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen. Die Ergebnisse demonstrieren den hohen Stellenwert der Laubholzeinbringung zur Minderung der Gefahr von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag als forstlichen Beitrag zum Grundwasser- und Bodenschutz. Kausal sind jedoch die anhaltend hohen N-Einträge für die Nitratproblematik im Wald verantwortlich. Die Ergebnisse weisen insbesondere auf die Bedeutung landwirtschaftlicher Quellen für die Stickstoffsättigung von Wäldern hin.

Danksagung

Das Gemeinschaftsprojekt "Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern" der TU-München mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten finanziert, hierfür danken wir. Dank gilt auch allen Kräften, die bei der Gewinnung von Daten im Raum München beteiligt waren, v.a. Matthias Riß und Uwe GMACH sowie dem Projektpartner der Münchener Studie Andreas ROTHE.

Referenzen

- BACKHAUS K., ERICHSON E., PLINKE, A., WEIBER, R. (1996): Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag: 591 S.
- BAYGLA (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT) (2000) GEOLOGISCHE ÜBERSICHTSKARTE 1:200.000 Blatt München Rosenheim.
- BORTZ, J. (1999): Statistik für Sozialwissenschaftler. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 753 S.
- BROCKHAUS J. A., KHORRAM, S (1992) Comparison of SPOT and Landsat-TM data for use in conducting inventories of forest resources. International Journal of Remote Sensing **13** (16): 3035-3043.
- BÜHL, A., ZOFEL, P. (2002): SPSS 11 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Eddison-Wesley: 757 S.
- DISE N. B., WRIGHT R. F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology and Management **71**: 153-161.
- DYMOND C.D., MLADENOFF D.J., RADELOFF V.C. (2002) Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification. Remote Sensing of Environment **80**: 460-472

- GENSOR, A, MELLERT, K. H., KÖLLING, C. (2003a): Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **101**: 769-770.
- GENSOR, A, KÖLLING, C, MELLERT, K. H. (2003b): Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- MELLERT K. H., GENSOR, A. KÖLLING, C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ-DerWald* **4/2005**: 168-169.
- MELLERT K. H., GENSOR, A. KÖLLING, C. (2005b): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* **76**: 35-43.
- MELLERT K. H., GENSOR, A., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, C., (2005c): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie online* **2**: 4-24.
http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-1.pdf
- PAX-LENNEY M., WOODCOCK C., MACOMBER S.A., GOPAL S., CONGHE SONG (2001) Forest mapping with a generalized classifier and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* **77**: 241-250.
- RRZN (REGIONALES RECHENZENTRUM FÜR NIEDERSACHSEN/UNIVERSITÄT HANNOVER UND FACHRICHTUNG PSYCHOLOGIE DER UNIVERSITÄT DES SAARLANDES, SAARBRÜCKEN) (2001): SPSS – Durchführung fortgeschrittener statistischer Verfahren. 182 S.
- ROTHE A., MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water Air and Soil Pollution* **156**: 337-355.
- RÜCKER G., MELLERT K.H., GÖTTLEIN A. (2002): Internetpublikation der Waldtypenklassifikation unter http://www.dfd.dlr.de/projects/LANDSAT7/dateien/projekt_goettlein.htm
- SPANGENBERG, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern – Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. *Forstliche Forschungsberichte München* **190**: 1-176
- SPANGENBERG, A., KÖLLING C. (2003): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air and Soil Pollution* **152**: 1-23.
- UBA (Umweltbundesamt) (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Beschreibung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. UBA Endbericht 297 85 079, 134 S.
- WOLFF B., RIEK W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE) **1**: 144 S.

submitted: 04.09.2005
 reviewed: 08.12.2005
 accepted: 12.12.2005

Autorenanschrift:

K. H. Mellert*, J. Brendel, A. Göttlein*, C. Kölling***, G. Rucker****

* Department für Ökologie, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising, E-mail mellert@wzw.tum.de, Tel. 08161/71-4978

** ZEBRIS GbR - Geoinformationssysteme und Consulting, Lipowskystr. 26, D-81373 München

*** Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising

Helfen Ellenberg-Zeigerwerte bei der Abschätzung des Nitrataustragsrisikos in Wäldern?

Are Ellenberg indicator values useful to predict the risk of nitrate leaching in forests?

Karl Heinz Mellert, Markus Bernhardt-Römermann

Abstract

The data of the nitrate inventory in Bavaria allowed to examine whether nitrate leaching of forest soils can be predicted by Ellenberg indicator values. Significant correlation between nitrate concentrations in the top- and the subsoil stressed the indicator potential of the ground vegetation. Significant relationships with modelled ammonium deposition and other deposition indicators reveal the causes of eutrophication of forests in the perspective of the ground vegetation. These relationships point once more to the agriculture as the most important source of nitrogen deposition in forests. Despite, the demonstrated indicator potential the explanation of the analysed regionalisation model could not be improved much by the inclusion of indicator value for nitrogen. Moreover, the limited basis of appropriate geodata hinders the use of ground vegetation within spatial modelling. Nevertheless, the observation of ground vegetation within the biogeochemical monitoring of forests is an important complementary tool. Comprehensive analyses of such approaches should be intensified. This would help to improve the understanding of consequences and dynamics within the process of nitrogen saturation.

Einleitung

Die Definition der N-Sättigung von Wäldern wurde bisher überwiegend an N-Haushaltsgrößen geknüpft (ÅGREN & BOSATTA 1988, ABER et al. 1989, KÖLLING 1991, BML 2000). Aber auch mit vegetationskundlichen Methoden ist es möglich, Veränderungen des N-Status zu erkennen (ROST-SIEBERT & JAHN 1988, DIEKMANN & DUPRE 1997, BRUNET et al. 1998, DIEKMANN et al. 1999, FISCHER 1999, LAMEIRE et al. 2000, HOFMEISTER et al. 2002, BERNHARDT 2005). Dies geschieht oftmals mit Hilfe der Stickstoff- und Reaktions-Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001). Sie können damit zur Indikation des Standortzustands von Wäldern und seiner Änderungen herangezogen werden. Im vorliegenden Aufsatz wurde untersucht, welchen Beitrag die Zeigerwerte der Bodenvegetation zur Vorhersage erhöhter Nitratkonzentration unter Wäldern leisten können.

Die Nitratinventur Bayern (MELLERT et al. 2005a, 2005b), bei der auch die Bodenvegetation aufgenommen wurde, bot die Möglichkeit, das Indikatorpotential der Bodenvegetation als Zeiger für Nitratausträge zu prüfen. Die Analyse bietet überdies Ansatzpunkte, zwischen einem durch das Standortpotential bedingten Risiko und dem durch N-Depositionen als anthropogene Ursache für Nitratausträge zu unterscheiden. Zudem wurde geprüft, ob das zur Regionalisierung eingesetzte logistische Regressionsmodell (MELLERT et al. 2005c) durch die Hinzunahme der N-Zeigerwerte verbessert werden kann. Wegen der zu erwartenden Korrelation der Zeigerwerte mit den im Modell verwendeten Standortsindikatoren erhob sich insbesondere die Frage, ob der Zeigerwert die im Modell benutzten Prädiktoren lediglich (z.T.) ersetzt oder ob er die Prognosemöglichkeiten verbessert. Eine wirkliche Verbesserung der Vorhersage ist dann gegeben, wenn der N-Zeigerwert als zusätzlicher Prädiktor ins Modell aufgenommen werden kann und sich die unerklärte Varianz hierdurch signifikant verringert. Von praktischer Bedeutung könnten auch Korrelationen innerhalb der durch die Haupteffekte (Faktoren Wald- und Substrattyp) festgelegten Straten sein.

Methodik

Im Rahmen der Nitratinventur wurden 399 Bestände boden- und vegetationskundlich beprobt. Die Proben wurde nach dem Manual der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) (BMELF 1990) an 9 Punkten in drei Tiefenstufen (0-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm) entnommen und eine Mischprobe gebildet. Als Referenz für die Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelsraums diente die Tiefenstufe 3, eine entsprechende Bodenentwicklung vorausgesetzt. Die Bestimmung der Nitratgehalte im Boden erfolgte nach der N_{\min} -Methode (VDLUFA 1991) im $CaCl_2$ -Extrakt. Die Inhaltsstoffe in der Bodenlösung werden erst dann mit dem Sickerwasser ausgetragen, wenn das Wasser im Boden nicht mehr gegen die Schwerkraft gehalten werden kann. Dies geschieht in der

Regel, wenn die Wassersättigung größer/gleich der Feldkapazität ist. Die extrahierten Nitratmengen (in mg g^{-1} Boden) wurden daher auf Nitratkonzentrationen (in mg l^{-1}) bei Feldkapazität ($pF = 1,8$) des Bodens umgerechnet (GENSIOR et al. 2004). Die Stratifizierung der Waldtypen erfolgte in Anlehnung an WOLFF & RIEK (1997), die Standorte wurden nach Substrattyp gruppiert (siehe auch MELLERT et al. 2005b, 2005c). An jedem Inventurpunkt wurde im Inventurkreis die Artenzusammensetzung der Krautschicht erhoben. Insgesamt umfasst die erstellte Artenliste 291 Arten. Die Ellenberg-Zeigerwerte wurden für jeden Inventurpunkt berechnet (ungewichtetes arithmetisches Mittel). Gegenüber einer alle Inventurpunkte umfassenden Auswertung (MELLERT et al. 2005a, 2005b) wurden die Möglichkeiten der Datenanalyse allerdings durch die eingeschränkte Verfügbarkeit von Bodenvegetationsdaten begrenzt. Da bei der Aufnahme der Bodenvegetation im 1 ½-jährigen Untersuchungszeitraum nicht immer Idealbedingungen herrschten, ergaben sich - v.a. im Winterhalbjahr - Datenlücken. Dies betrifft sowohl die Anzahl der aufgenommenen Arten, als auch die Anzahl der verfügbaren Inventurpunkte, die sich aus diesem Grunde auf 274 Standorte erniedrigte.

Die Eignung der Bodenvegetation als Prädiktor für die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung wurde mit Korrelations- und Regressionsverfahren untersucht. Es wurde insbesondere versucht, die Prognose der logistischen Regression für die Vorhersage des N-Status bayerischer Wälder (MELLERT et al. 2005c) durch Hinzunahme des N-Zeigerwertes zu verbessern. Analog zur logistischen Regression wurde als Referenz auch ein allgemeines lineares Modell (ALM) formuliert und geprüft. Das ALM wurde komplementär zum logistischen Modell eingesetzt, um eine etwaige Verzerrung des Ergebnisses durch den dem logistischen Regression immanenten Informationsverlust einschätzen zu können (siehe auch MELLERT et al. 2005c). Als drittes Verfahren wurde eine indirekte Gradientenanalyse verwendet. Hierbei handelt es sich um eine Ordination, bei der die Unterschiede zwischen den Substrattypen erklärenden Bodenparameter durch eine Korrelation mit den Ordinationsachsen erkannt werden können. Bei einer Ordination wird der Abstand (oder die Ähnlichkeit) der Inventurpunkte in einem vieldimensionalen Raum berechnet. Hierzu wurden die einzelnen Inventurpunkte durch die Bodenparameter beschrieben. Bei der anschließenden Reduktion der Dimensionen auf die zwei, welche in dem Datensatz die größte Varianz erklären, werden ähnliche Aufnahmen nahe beieinander abgebildet. Als Ordinationsmethode wurde eine PCA (Principal Component Analysis, GOODALL 1954) verwendet, da zwischen den Bodenparametern eine lineare Beziehung gefunden wurde (BRAAK & PRENTICE 1988; MCCUNE & GRACE 2002). Die Achsen der Ordination wurden mit den Bodenparametern und Ellenberg-N-Zeigerwerten der Inventurpunkte korreliert, um diejenigen zu erkennen, welche die Unterschiede zwischen den Inventurpunkten am besten beschreiben. Um die Bodenparameter miteinander vergleichen zu können, wurden diese vor den Korrelationen log-transformiert, um die statistischen Voraussetzungen für einen Vergleich zwischen diesen zu schaffen (WILDI 1986).

Zur Durchführung der konventionellen statistischen Analyse wurden die Prozeduren UNIANOVA (allgemeines lineares Modell), NOMREG (logistische Regression; siehe auch MELLERT et al. 2005c), NONPAR CORR (Spearman's rank correlation coefficient), CORRELATIONS (Pearson's correlation coefficient) und PARTIAL CORR (Partial correlation coefficient) von SPSS 11.5 verwendet. Zur Durchführung der Rangkorrelationsanalyse wurden bei den Bodenartengruppen und den Waldtypen Ränge nach aufsteigenden Risikoklassen gebildet. Die PCA wurde mit dem Programm PC Ord 4.36 (MCCUNE & MEFFORD 1999) durchgeführt.

Die Bestandesdichte ist ein wichtiger Faktor für den N-Umsatz und den Wasserhaushalt des Waldbodens. Die gezielte Beeinflussung der Bestandesdichte in Wirtschaftswälder kann je nach Eingriffstärke mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko einhergehen (ROTHER & MELLERT 2004). Im Regionalisierungsmodell war die Bestandesdichte als Kovariable (MELLERT et al. 2005c) jedoch nicht signifikant. Wegen der großen Bedeutung der Bestandesdichte für die Bodenvegetation wurde sie bei den vorliegenden Auswertungen dennoch wieder als Kovariable in die Modellformulierung aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Relevanz der Ellenberg-Zeigerwerte wurde bereits vielfach durch Beziehungen zu ökochemischen Parametern nachgewiesen (z. B. KUHN et al. 1987, ROST-SIEBERT & JAHN 1988, THIMONIER et al. 1992, DIEKMANN & DUPRÉ 1997, ZUKRIGL et al. 1993). Auch am Datenkollektiv der Nitratinventur kann gezeigt werden, dass zwischen den Zeigerwerten und den bodenchemischen Eigenschaften des Ah-Horizonts hochsignifikante Korrelationen bestehen (Abb. 1 a und b). Sowohl der Gehalt an Nitratstickstoff, als auch der pH-Wert korrespondieren mit dem jeweiligen Zeigerwert. Insbesondere die pH-Werte korrelieren sehr gut mit der Reaktionszahl (Abb. 1a). Das Streudiagramm zeigt, dass das Datenkollektiv in 2 Gruppen zerfällt. Im Bereich $pH > 5$ treten tatsächlich nur höhere

Reaktionszahlen auf, während im Bereich $\text{pH} < 5$ das gesamte Spektrum an Reaktionszahlen ausgeschöpft wird, allerdings mit einem deutlichen Schwerpunkt niedrigerer Werte. Ökophysiologisch dürfte die Reaktionszahl neben dem pH-Wert jedoch auch die Verfügbarkeit an basischen Kationen (Basensättigung) repräsentieren (KARRER et al. 1992). Im Bereich $\text{pH} < 5$ besteht jedoch nur ein unzureichender Zusammenhang zwischen Basensättigung und pH. Böden mit hoher Basensättigung bei pH-Werten unter 5 führen daher zu einer gewissen Unschärfe der Beziehung (Abb. 1a, markierter Bereich). Im Falle des Nitratstickstoffs ist die Korrelation etwas schwächer ausgeprägt. Die Frequenz hoher Nitratwerte nimmt jedoch systematisch mit ansteigender Stickstoffzahl zu. Die Stickstoffzahl ist daher prinzipiell als Indikator für das Nitratstragsrisiko geeignet. Dass es auch bei höheren Stickstoffzahlen häufig nicht zu erhöhten Nitratkonzentrationen kommt, ist eine typische Eigenschaft von Waldökosystemen, die natürlicherweise zu einer hohen N-Retention befähigt sind (BML 2000).

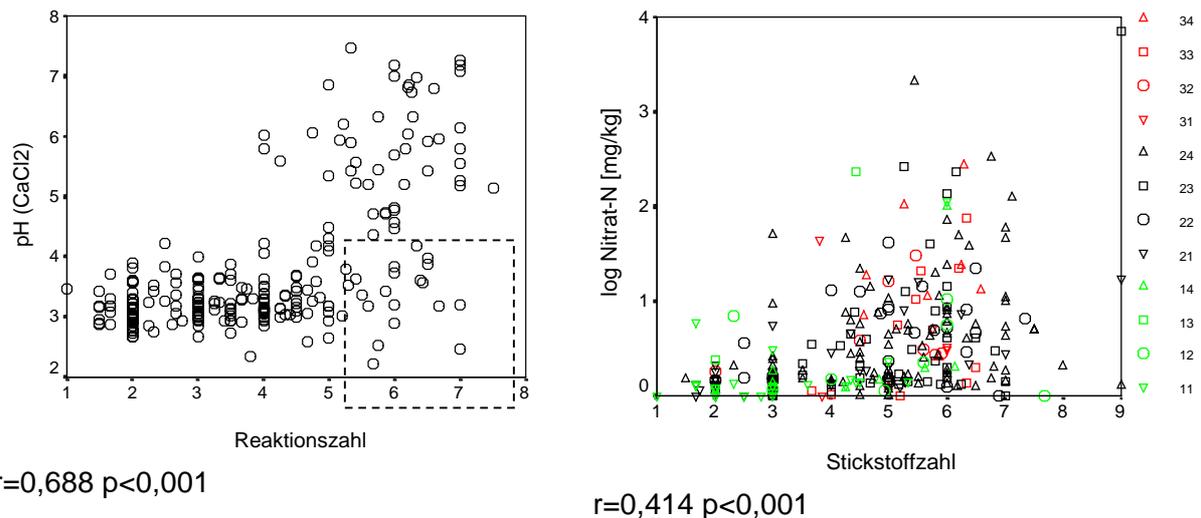


Abb. 1: Beziehung zwischen Zeigerwerten der Bodenvegetation und bodenchemischen Parametern an 274 Inventurpunkten. **Abb. 1a** (links): Streudiagramm pH (CaCl₂) vs. Reaktionszahl. **Abb. 1b** (rechts): Streudiagramm Nitrat-N Gehalt [mg/kg] im Oberboden (Ah-Horizont) vs. Stickstoffzahl. Die zweistelligen Ziffern repräsentieren die Risikotypen nach MELLERT et al. 2005c: Führende Ziffern des Substrats: 1=Sande und Tone; 2=mittlere Böden; 3=kalkbeeinflusste Böden; 2. Ziffern die der Waldtypen 1=Kiefer; 2=Laubholz; 3=Mischbestände; 4=Fichte und übrige Nadelhölzer.

Die Höhe des N-Zeigerwerts wird offenbar stark durch die N-Deposition bestimmt (Tab. 1). Die Tatsache, dass die mittleren Stickstoffzahlen mit Nitrat-N-Einträgen nicht signifikant (nicht in Tab. 1 dargestellt), mit den Ammonium-N-Einträgen (und den Gesamt-N-Einträgen) jedoch hochsignifikant korrelieren, weist auf die Dominanz der landwirtschaftlichen Aktivität für die Eutrophierung der Wälder hin. Dieser Befund wird durch die Landschaftsindikatoren unterstrichen, die v.a. die Intensität der Landwirtschaft in der Umgebung anzeigen. Es wäre jedoch denkbar, dass es sich bei dieser Beziehung um eine Scheinkorrelation handelt, die darauf zurückzuführen ist, dass „gute“ Waldstandorte mit natürlicher Weise hohen N-Umsätzen und dadurch entsprechend hohem Nitratstragsrisiko räumlich stärker mit intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen assoziiert sind als ungünstige Standorte. Der vermeintliche Depositionseffekt würde dann in Wirklichkeit auf einem pedologischen Nachbarschaftseffekt beruhen. Wäre dieser Nachbarschaftseffekt für die signifikante Korrelation von NH₄-Deposition und N-Zeigerwert entscheidend, müsste zwischen der Reaktionszahl und der Stickstoff- bzw. NH₄-Deposition eine ähnliche Korrelation bestehen. Dies ist jedoch nicht der Fall, da zwischen diesen beiden Parametern kein Zusammenhang besteht ($r=0,04$; $p=0,48$).

Tab. 1: Pearson's Korrelationskoeffizient der Beziehung zwischen der Stickstoffzahl und wichtigen Depositionsindikatoren: Modellierte N- und NH₄-Deposition (GAUGER et al. 2002), Landschaftsindikatoren abgeleitet aus CORINE-Landcover (EC DG XI 1993).

Korrelation mit der Stickstoffzahl	N-Deposition	NH ₄ -Deposition	Landwirtschaft in der Umgebung	Waldanteil in der Umgebung
Koeffizient nach Pearson	0.30	0.31	0.23	-0.28
Signifikanz	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

Abb. 1 b macht deutlich, dass der N-Zeigerwert die N-Trophie und damit ein Nitrataustragspotential indiziert. Inwieweit sich der N-Zeigerwert tatsächlich als Prädiktor für das Nitrataustragsrisiko eignet, ist aus Abb. 2 ersichtlich. Zwischen der Stickstoffzahl und der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes besteht eine hochsignifikante Korrelation, die allerdings etwas schwächer ausgeprägt ist, als jene mit der Nitratkonzentration des Ah-Horizonts. Der N-Zeigerwert ist damit als Indikator für das Nitrataustragsrisiko von Wäldern grundsätzlich gut geeignet. Die Frage danach, welcher Anteil der durch die Stickstoffzahl erklärten Varianz der Nitratkonzentration standörtlich- und welcher Anteil depositionsbedingt ist, kann durch die partiellen Korrelationen abgeschätzt werden. Die Korrelation zwischen der Stickstoffzahl und der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes sinkt auf $r=0,27$ ab, wenn die NH_4 -Deposition und der Waldanteil als Kontrollvariablen mitgeführt werden. Bezogen auf die jeweiligen Bestimmtheitsmaße ist demnach ca. ein Drittel der Erklärung depositionsbedingt, zwei Drittel standortsbedingt. Eine signifikante Korrelation zwischen der Nitratkonzentration und der Stickstoffzahl besteht nicht nur unter Berücksichtigung des gesamten Standortsspektrums, sondern auch bei Teilgruppen (Abb. 2, hervorgehobene Straten).

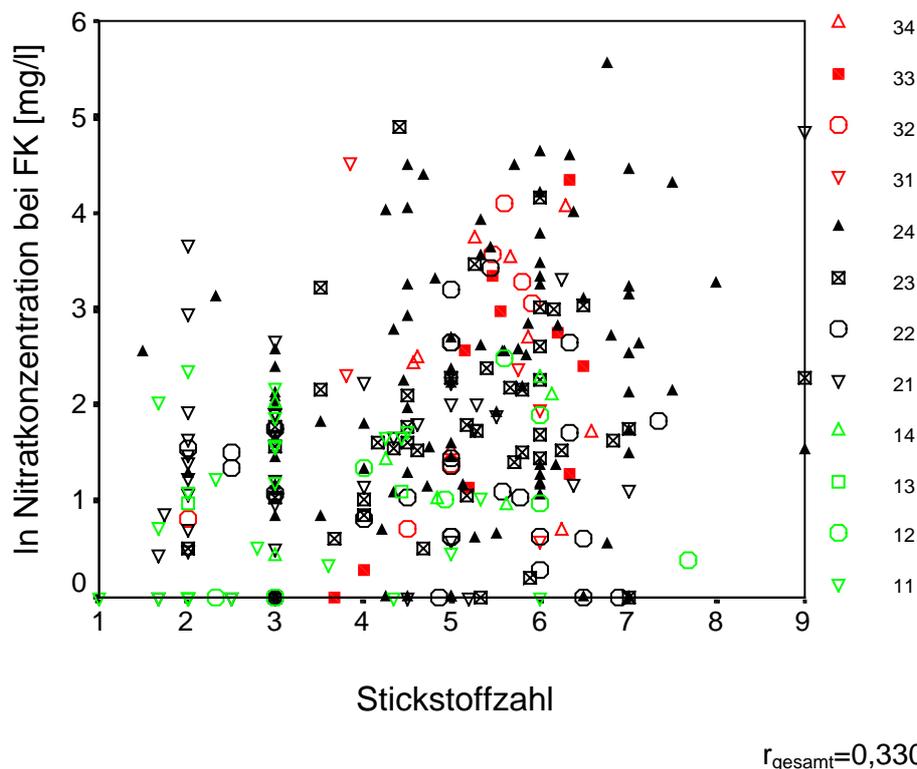


Abb. 2: Streudiagramm Nitratkonzentration [mg l^{-1}] im Unterboden vs. Ellenberg-Stickstoffzahl. Straten mit signifikanten Korrelationen sind durch gefüllte Symbolen gekennzeichnet: mittlere Standorte/Mischbestände (Nr. 23; $r=0,226$; $p=0,035$), kalkbeeinflusste Standorte/Mischbestände (Nr. 33; $r=0,590$; $p=0,043$), mittlere Standorte/Fichtenbestände (Nr. 24; $r=0,233$; $p=0,025$). Erläuterung der Ziffern siehe Abb. 1

Zur Abschätzung des Indikatorpotentials der Stickstoffzahl als Prädiktor im Regionalisierungsmodell wurden bivariate Korrelationen (Spearman's rank correlation) aller im Modell verwendeten Faktoren und Kovariablen mit der Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelaumes verglichen. Unter allen Parametern ist die bivariate Korrelation der Stickstoffzahl mit der Nitratkonzentration am besten (Tab. 2).

Tab. 2: Spearman's Rangkorrelationskoeffizient (Rho) der Beziehung zwischen der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes von 274 Inventurpunkten und wichtigen Indikatoren des N-Haushalts von Wäldern. Grau hinterlegte Variablen sind Prädiktoren des Regionalisierungsmodells für Bayern (MELLERT et al. 2005C). Modellierter NH_4 -Deposition nach GAUGER et al. 2002, Winterniederschläge nach BAYFORKLIM (1996).

	Waldtyp	Substratgruppe	NH_4 -Deposition	Winterniederschlag	Bestandsdichte	N-Zeigerwert
Spearman-Rho	0.303	0.299	0.151	-0.025	0.082	0.316
Signifikanz	0.000	0.000	0.013	0.677	0.175	0.000

Die Eignung des N-Zeigerwertes kommt auch im logistischen Regressionsmodell zum Ausdruck. Das Regionalisierungsmodell für Bayern konnte durch Hinzunahme des Zeigerwertes verbessert werden. Nach Hinzunahme der Stickstoffzahl war jedoch die Ammoniumdeposition als Kovariable im Modell nicht mehr signifikant. Die Bestandesdichte erwies sich in dem Modell ebenfalls als nicht signifikant. Die Anpassung an die Daten konnte durch das Modell mit dem N-Zeigerwert anstelle der NH_4 -Deposition gemessen an Nagelkerkes Pseudo- R^2 (siehe MELLERT et al. 2005c) lediglich um knapp 10% (von 0,295 auf 0,313) verbessert werden. Die durch die logistische Regression erzielten Ergebnisse wurden durch das ALM bestätigt. Auch hier ersetzte der N-Zeigerwert die NH_4 -Deposition als Prädiktor und die Bestandesdichte blieb nicht signifikant.

Tab. 3: Ergebnisse der Regressionsmodelle mit der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes als Zielgröße (vgl. MELLERT et al. 2005c); **links:** logistisches Regressionsmodell, Zielgröße ist die binär kodierte Nitratkonzentration mit der Schwelle von 10 mg l^{-1} Nitrat; **rechts:** allgemeines lineares Modell; Zielgröße ist die logarithmierte Nitratkonzentration. Datenherkünfte siehe Tab. 1 und 2.

	-2 Log- Likelihood	Chi ²	df	Signifikanz	Quadrat- summe vom Typ III	F	df	Signifikanz
Modell								
Endgültig	237.396	67.2	7	0.000	82.693	9.7	7	0.000
Faktoren + Kovariablen								
Konstanter Term	237.396	0	0	.	18.315	15.1	1	0.000
Waldtyp	254.136	16.7	3	0.001	18.725	5.1	3	0.002
Substrattyp	257.563	20.2	2	0.000	16.823	6.9	2	0.001
Niederschlag	243.367	6.0	1	0.015	4.150	3.4	1	0.065
N-Zeigerwert	246.214	8.8	1	0.003	15.594	12.9	1	0.000

Nagelkerke's Pseudo $R^2 = 0,313$

$R^2 = 0,204$ (korrigiertes R-Quadrat = 0,183)

Auch mit Hilfe der Ordination konnten die bisher dargestellten Ergebnisse weitgehend bestätigt werden. So wurden die Inventurpunkte im Ordinationsraum der PCA entsprechend der Standorts- bzw. Waldtypen angeordnet. Die erste Achse beschreibt einen Gradienten, der stark mit der Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes ($r = 0,65$) und dem Ellenberg-Zeigerwert für Stickstoff korreliert ist ($r = 0,74$). Die Aufnahmen auf sandigen/ tonigen Substrat (negativ mit der ersten Achse korreliert) sind deutlich von denen auf mittleren und kalkbeeinflussten Böden getrennt (Abb. 3). Ebenso sind die mit Kiefern bestockten Flächen negativ mit der ersten Achse korreliert, während die Fichtenbestände positiv korrelieren. Laubholzbestände liegen zwischen diesen beiden Gruppen. Die durch die Ordination erreichte Differenzierung der Inventurpunkte bestätigt hiermit die Einteilung von Risikoklassen durch MELLERT et al. (2005c). Die gegenseitige Durchdringung der Gruppen veranschaulicht jedoch, dass es sich um einen allmählichen Übergang entlang des Gradienten handelt. Dieses bedeutet für die Verwendung dieser Daten in Modellen (z.B. dem oben verwendeten logistischen Regressionsmodell) eine Unsicherheit für die Abschätzung des Nitrataustragsrisikos. Die zweite Achse der Ordination ist gut mit dem Niederschlag ($r = 0,72$) und der Bestandesdichte ($r = 0,70$) korreliert und könnte daher auch als Wasserhaushaltsachse interpretiert werden. Da sich allerdings entlang dieser Achse keine standörtliche Differenzierung abbildet, muss davon ausgegangen werden, dass diese beiden Faktoren einen Teil der Varianz im Gesamtdatensatz erklären, welcher aber nicht vom Substrat- bzw. Waldtyp abhängig ist.

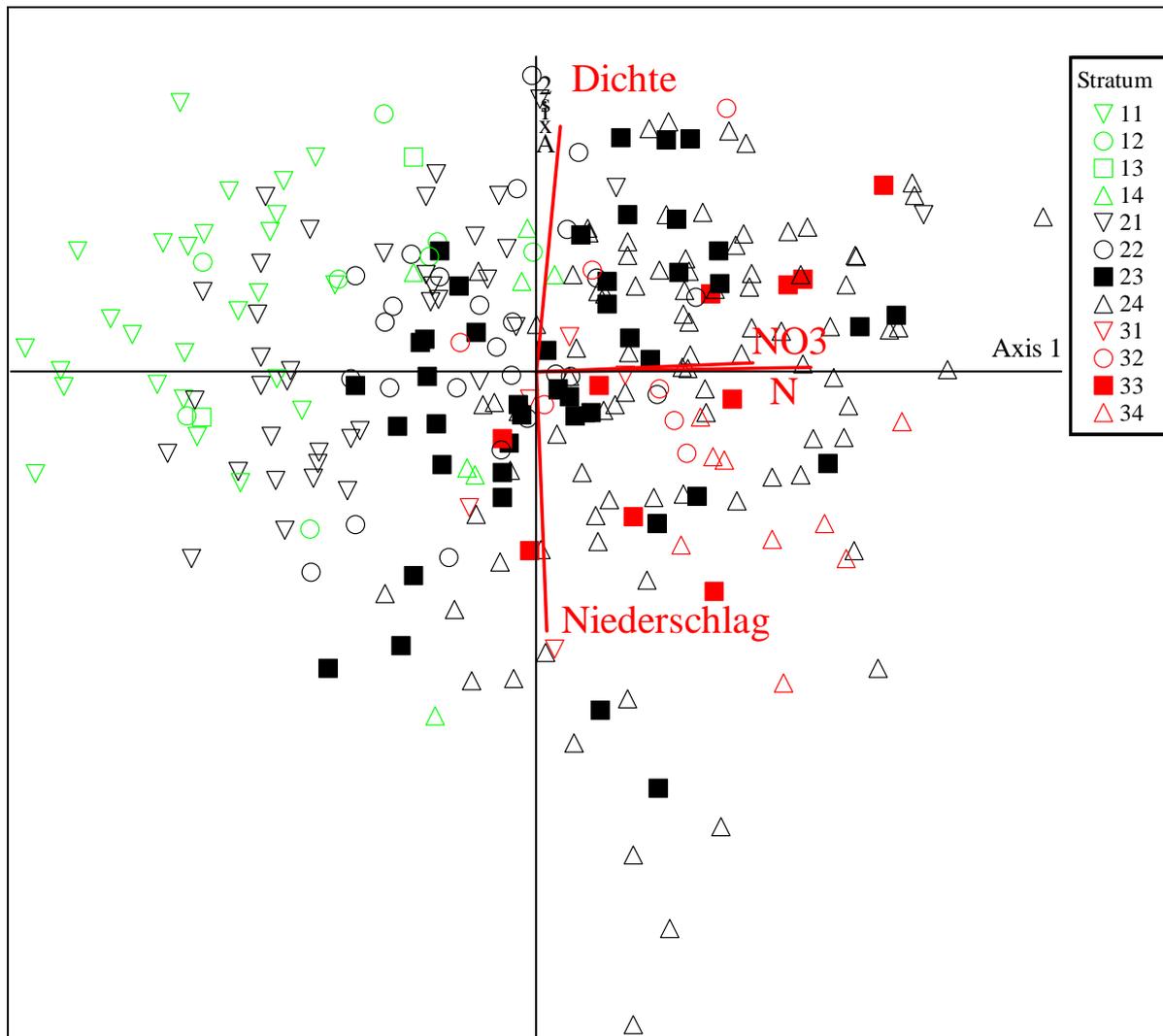


Abb. 3: PCA der Standortparameter der 274 verwendeten Inventurpunkte (Achse 1: Eigenvalue: 2,14; erklärte Varianz: 26,7; Achse 2: Eigenvalue: 1,17; erklärte Varianz: 14,6). Straten mit signifikanten Korrelationen sind durch gefüllte Symbolen gekennzeichnet (s. Abb. 2). Die zweistelligen Ziffern repräsentieren die Risikotypen nach MELLERT et al. (2005c): Führende Ziffern des Substrats: 1=Sande und Tone; 2=mittlere Böden; 3=kalkbeeinflusste Böden; 2. Ziffern die der Waldtypen 1=Kiefer; 2=Laubholz; 3=Mischbestände; 4=Fichte und übrige Nadelhölzer. Ein Bi-Plot wurde durch Korrelationen der Standortparameter mit den Achsen der Ordination erstellt (für alle mit $r > 0,5$; NO_3 : $r = 0,65$, $p < 0,000$ und N : $r = 0,74$, $p < 0,000$ mit der ersten Achse; Dichte : $r = 0,70$, $p < 0,000$ und Niederschlag : $r = -0,72$, $p < 0,000$ mit der zweiten Achse).

Schlussfolgerungen

Das relativ hohe Indikatorpotential des Ellenberg-Zeigerwerts für Stickstoff zeigte sich bei Anwendung aller drei Verfahren. Allerdings konnte die Vorhersagemöglichkeit durch das zur Regionalisierung verwendete logistische Modell nur unbedeutend verbessert werden, weil der Zeigerwert keine wesentlichen neuen Informationen ins Modell einführt, sondern lediglich einen anderen Prädiktor ersetzte. Der Zeigerwert substituierte aber nicht wie ursprünglich vermutet einen der Standortprädiktoren, sondern die Ammoniumdeposition. Aufgrund des erfassten großen Standortsspektrums und der großen Bedeutung von Standortvariablen für die Vorhersage des Nitrataustragsrisikos sowie der Korrelation der Stickstoffzahl mit der Standortstrophie wurde erwartet, dass im Falle eines Prädiktoren-Ersatzes eher der Prädiktor „Substrattyp“ von der Stickstoffzahl ersetzt würde, als die Deposition. Der Befund unterstreicht das Indikatorpotential der Stickstoffzahl als Anzeiger für N-Belastungen aus der Landwirtschaft und des damit verbundenen Nitrataustragsrisikos. Das natürliche Standortpotential und die damit verbundene Prädisposition für Nitratausträge erklärt ca. zwei Drittel der durch die Stickstoffzahl erklärten Varianz, ca. ein Drittel sind den Ammoniumeinträgen zuzurechnen.

Gegen die praktische Verwendung der Stickstoffzahl als räumlicher Prädiktor des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen spricht in erster Linie die unzureichende Verfügbarkeit von Vegetationsdaten in der Fläche. Trotz des vergleichsweise geringen Aufwandes einer Vegetationsaufnahme mit Bodenprobennahme und -analyse sind die gefundenen Beziehungen auch zu schwach, um für eine quantitative Vorhersage des Nitrataustrags zu genügen. Dies gilt aber auch für alle übrigen bisher geprüften leicht erheblichen Kennwerte (MELLERT et al. 2005c). Denn die N-Eutrophierung der Wälder ist ein schleichender Prozess, der dank der häufig vorhandenen N-Retentionskapazitäten von Wäldern zunächst meist ohne größere Nitratausträge verläuft (BML 2000). Wegen der begrenzten Vorhersagemöglichkeiten von Nitratausträgen im konkreten Einzelfall ist z.B. die Bewertung der Wasserschutzfunktion eines Waldes in einem Einzugsgebiet ohne Nitrat-Messungen vor Ort nicht zu bewerkstelligen.

Vegetationserhebungen können aber Informationen liefern, die weit über die Fragen des Nitrataustrags hinausgehen und die Dynamik, Struktur und Stabilität von stickstoffbelasteten Wäldern betreffen. Vegetationsaufnahmen bilden damit eine wichtige Ergänzung zu den übrigen Überwachungsmöglichkeiten des Waldzustands. Die Bodenvegetation ist zudem wegen ihrer ständigen Verfügbarkeit als Informationsquelle für die Dauerbeobachtung des N-Status von Wäldern prädestiniert und kann helfen Risikopotentiale zu erkennen, bevor es zu Nitratausträgen kommt (z.B. BERNHARDT 2005). Eine intensivere Verknüpfung von Vegetations- und Stoffhaushaltsdaten z.B. im Rahmen des Level-II-Monitorings, aber auch in Stoffhaushaltsstudien wäre sehr hilfreich, um die Gesamt-Dynamik der stickstoffbelasteten Wälder in Mitteleuropa besser verstehen und abschätzen zu können. Um die Verfügbarkeit von Vegetationsdaten zu verbessern, wäre der Aufbau einer entsprechenden Vegetationsdatenbank sinnvoll; wesentlich verbesserte Auswertungsmöglichkeiten, auch in Hinblick auf das Risiko des Nitrataustrages, wären somit möglich. Auch eine qualitativ verbesserte Aufnahme der Vegetation im Rahmen zukünftiger Bodenzustandserhebungen wäre angebracht.

Danksagung

Unser Dank gilt allen Kräften, die bei der Gewinnung von Daten beteiligt waren v.a. Andreas GENSIOR, Burkard REUTER, Helmut KUSTERMANN, Andrea FÜLLING, Matthias KRAFT, Franz WILHELM, Wolfgang HUBER, Julia KUGLER, Doris LEDERLE und Stefan MAUL. Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten für die Bereitstellung der Mittel im Rahmen des Forschungsprojektes B 61.

Referenzen

- ABER, J.D., NADELHOFFER, P., STEUDLER, P., MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* **39**: 378-386.
- ÅGREN, G.I., BOSATTA, E. (1988): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* **54**: 185-197.
- BAYFORKLIM (1996) Klimaatlas von Bayern. Bayerischer Klimaforschungsverbund, Meteorologisches Institut München.
- BERNHARDT, M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge: Analyse und Vorhersage von Vegetationsänderungen anhand von funktionellen Merkmalen. Diss. Bot. **397**: 1-123.
- BRUNET, J., DIEKMANN, M., FALKENGREN-GRERUP, U. (1998): Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests. *Environ. Pollut.* **102**: 35-40.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [BMELF] (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald - Arbeitsanleitung. München: 143 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [BML] (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn: 167 S.
- DIEKMANN, M., DUPRÉ, C. (1997): Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. *J. Veg. Sci.* **8**: 855-864.
- DIEKMANN, M., BRUNET, J., RÜHLING, A., FALKENGREN-GRERUP, U. (1999): Effects of nitrogen deposition: Results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in South Sweden. *Plant Biology* **1**: 471-481.
- EC DG XI (1993): CORINE Land Cover - Technical Guide, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Auflage. *Scripta Geobotanica* **18**: 1-262.
- FISCHER, A. (1999): Floristical changes in central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. In: KARJALAINEN, T., SPIECKER, H., LAROUSSINIE, O. (Hrsg.): Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe: 53-64. *EFI Proceedings*.
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J.W., VERMEULEN, A.T., DRAAIJERS, G., BLEEKER, A., NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. *Umweltbundesamt - Final Report 299 42 210*: 221 S.
- GENSIOR, A., KÖLLING, C., MELLERT, K. H. (2004): Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- GOODALL, D. W. (1954): Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* **2**: 304-324.

- HOFMEISTER, J., MIHALJEVIC, M., HOSEK, J., SADLO, J. (2002): Eutrophication of deciduous forests in the Bohemian Karst (Czech Republic): the role of nitrogen and phosphorus. *For. Ecol. Manage.* **169**: 213-230.
- KARRER, G. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. - *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst.* **168**: 193-242.
- KÖLLING, C. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. *Allg. Forstz.* **46**: 513-517.
- KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHEID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **158**: 77-84.
- LAMEIRE, S., HERMY, M., HONNAY, O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *J. Veg. Sci.* **11**: 695-704.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M. J. (1999): PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MCCUNE, B., GRACE, J. B. (2002): *Analysis of Ecological Communities*, Oregon.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., KÖLLING, C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ-Der Wald* **4/2005**: 168-169.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., KÖLLING, C. (2005b): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* **76**: 35-43.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, C. (2005d): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster der BZE I. *Waldoekologie online* **2**: 4-24. http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft2-1.pdf
- MELLERT K.H., RÜCKER G., BRENDEL J., KÖLLING C., GÖTTLEIN A. (2005d): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben. *Waldoekologie online* **2**: 25-35. http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft2-2.pdf
- ROST-SIEBERT, K., JAHN, G. (1988): Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? *Forst und Holz* **43**: 75-81.
- ROTHE A., MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water Air and Soil Pollution* **156**: 337-355.
- SPSS 11.5: *Statistical Package for the Social Sciences*, Version 11.5.1. SPSS Inc., 1989-2002
- TER BRAAK, C. J. F., PRENTICE, I. C. (1988): A theory of gradient analysis. *Advances in Environmental Research* **18**: 271-313.
- THIMONIER, A., DUPOUEY, J. L., TIMBAL, J. (1992): Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plaine under the influence of atmospheric deposition. *For. Ecol. Manage.* **55**: 149-167.
- VDLUFA (1991): *Methodenbuch Band 1 - Die Untersuchung von Böden*. 4. Aufl.; VDLUFA Verlag Darmstadt
- WILDI, O. (1986): *Analyse vegetationskundlicher Daten*. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Stiftung Rübel 90.
- ZUKRIGL, K., EGGER, G., RAUCHECKER, M. (1993): Untersuchungen über Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeintrag in österreichische Waldökosysteme. *Phytocoenologia* **23**: 95-114.

submitted: 04.07.2005
 reviewed: 29.10.2005
 accepted: 08.11.2005

Autorenanschrift:

Karl-Heinz Mellert*, Markus Bernhardt-Römermann**

* Department für Ökologie, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising, E-mail mellert@wzw.tum.de, Tel. 08161/71-4978

** Department für Ökologie, Fachgebiet Forstliche Vegetationskunde TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising

Die polnische Methode der Forstlichen Standortskartierung

The Procedure of Forest Site Mapping in Poland

Waldemar K r e p e l

Abstract

Since the beginnings in the nineteen hundred sixties the procedure of Forest Site Mapping in Poland was developed to a modern basis for manifold applications. In the face of huge challenges of today's forestry a solid Forest Site Mapping is of crucial importance. A sustainable forest management is increasingly orientated towards the natural biological resources of a landscape (taking advantage of primary production; minimizing tending interventions). A site-adapted biodiversity and a rich structural heterogeneity of the stands are accepted as indicators for sustainability under the risks of elevated nitrogen concentrations and of climatic change / global warming. The modern classification concept of the polish site survey is structured two-dimensionally: The first step considers the natural forest region and the altitudinal zone. The second step includes comprehensive analyses on local scale (due to soil water and soil nutrient regime, type of substrate, actual form of stocking, natural vegetation unit with its principal, secondary and pioneer trees). The basic unit for mapping is the so called site ecological forest type (siedliskowy lasu).

1. Einleitung

Ein Schwerpunktthema der AFSV-Tagung 2005 in Kaschubien war der „Methodenvergleich der Forstlichen Standorts- und Vegetationskartierung“, den die „Arbeitsgruppe Waldtypologie“ der IUFRO im Jahr 1959 beschlossen hatte und der in den Jahren 1960 und 1961 durchgeführt wurde (Bałowski 1971). Aktueller Anlass ist der derzeitige Versuch einer „Rahmenklassifikation der Waldstandorte Deutschlands“, wie er von KOPP (2004) in Heft 1 von *Waldökologie online* angeregt wurde. Auf der AFSV-Tagung wurden die drei im Waldgebiet von Kartuzy / Pommersche Seenplatte, damals angewandten Verfahren und ihre Fortentwicklung vorgestellt und diskutiert:

- Phytosoziologische Methode (Kartierung der potenziellen natürlichen Vegetation; MATUSZKIEWICZ 1971),
- Kombinierte Methode (Kartierung von Stamm- und Zustandseigenschaften; LANGGUTH et al. 1965, KOPP 1971),
- Waldtypologische Methode (Standortskartierung nach der Methode des Forstlichen Forschungsinstitutes in Warszawa, TRAMPLER et al. 1971).

Aus den Diskussionen vor Ort ergab sich, dass ein Informationsdefizit über den heutigen Stand der letztgenannten Methode besteht. Die nachfolgenden Ausführungen sollen dieses Defizit beheben. Das polnische Verfahren war zum Zeitpunkt des IUFRO-Vergleiches 1960 sehr einfach gehalten. Die angewandte Methodik war in „*Typy siedliskowe lasu*“ (Standortstypen des Waldes), einer Arbeit von L. MROCZKIEWICZ und T. TRAMPLER (Prace IBL nr 250, PWRiL 1964) erläutert. In den letzten 40 Jahren wurde das Verfahren jedoch wesentlich weiter entwickelt und der kombinierten Methode deutlich angeglichen. Heute wird die forstliche Standortskartierung in Polen durch die Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten (*Instrukcja urządzania lasu*, Teil 2) von 2003 sowie Standortliche Grundlagen des Waldbaus (*Siedliskowe podstawy hodowli lasu*) von 2004 geregelt. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, ist die Methodik in ihren Grundzügen beibehalten worden.

2. Theoretische Grundlagen der Standortskartierung

Objekt, Ziele und Umfang der standortkundlichen Arbeiten

In der Regel erfolgt die Standortskartierung bezogen auf die Fläche eines Forstamtes. Ziel ist Erkundung, Kartierung und Beschreibung der forstlichen Standorte für Forsteinrichtung, Waldbau und Waldschutz. Das Endergebnis der Arbeiten ist die standortkundliche Dokumentation, die aus drei Teilen besteht:

- Beschreibungsteil: allgemeine Beschreibung der natürlichen Gegebenheiten, detaillierte Beschreibung der kartierten Standorte und Böden sowie Anweisungen für Waldbau und Forsteinrichtung;
- Kartenteil: standardisierte, numerische Standortstypenkarten;
- Quellmaterial: Feldaufnahmen und Laborergebnisse.

Kartiereinheiten

Im Unterschied zu anderen Ländern verfügt die polnische Forstlehre über eine eigenständige Waldtypologie. Die wichtigste Einheit ist der **standörtliche Waldtyp (*siedliskowy lasu*)**, der eine allgemeine Information über Waldgesellschaft (ferner auch die Trophie) und den Wasserhaushalt liefert:

- *bory* (Nadelwälder),
- *bory mieszane* (Nadelmischwälder),
- *lasy mieszane* (Laubmischwälder),
- *lasy* (Laubwälder) mit *ols* (Erlenbruch),
- *legi* (Auewälder) mit *ols jesionowy* (Erlen-Eschenbruch) und *las legowy* (Auewald).

Angaben zum Wasserhaushalt:

- *suchy* (trocken),
- *swiezy* (frisch),
- *wilgotny* (feucht),
- *bagienny* (sumpfig).

Des Weiteren werden die Waldtypen getrennt für Flachland, Mittelgebirge und Hochgebirge gegliedert. Die Standortserkundung wird zweistufig durchgeführt. Der lokalen Gliederung geht eine regionale Gliederung voraus. Die nach geographisch-physiographischen Kriterien ausgeschiedenen *krainy przyrodniczo-lesne* (Wuchsgebiete) werden in *Dzielnice* (Wuchsbezirke) und weiter in Mezonegionen (Teilwuchsbezirke) unterteilt.

Die standörtlichen Waldtypen werden jeweils bezogen auf ein Wuchsgebiet charakterisiert. Die lokale Gliederung berücksichtigt:

- Geländewasserhaushalt,
- Substrattyp (Ausgangsmaterial, Bodentyp und -subtyp, Bodenart),
- Zustand (Naturnähe, Degeneration oder Degradation),
- Typ des Waldes (Zielbestockung, Waldentwicklungsziel, Waldbauziel).

Somit sind die Ergebnisse nach verschiedenen Komponenten und auf verschiedenen Landschaftsebenen auswertbar. Es wird angestrebt, dass die Erkundung direkt vor den Forsteinrichtungsarbeiten erfolgt. Generell soll die Standortkartierung in einem Turnus von 50 Jahren wiederholt werden (Aktualisierung der Grundlagen, Dokumentation und Auswertung der zeitlichen Veränderungen).

3. Standortkartierung im Gelände

Vorbereitung

Der Kartierung im Gelände gehen kammerale Vorbereitungsarbeiten vor. Es werden vorhandene Literatur (Geologie und Geomorphologie, Hydrologie, Klima, Bodenkunde Pflanzenökologie, Geschichte u.ä.) sowie vorhandenes Kartenmaterial zusammengestellt. Es folgt eine allgemeine Erkundung des zu kartierenden Objektes, um festzustellen, nach welchen Kriterien die Aufnahme durchzuführen ist, und es werden typologische (Muster-)Flächen ausgewählt.

Typologische Flächen

Der nächste Schritt ist die Anlage und Beschreibung der typologischen Flächen. Man unterscheidet Musterfläche, Grundfläche und Hilfsfläche.

Die Musterflächen sind Teil der Grundflächen, die in naturnahen, älteren Waldpartien angelegt wurden. Die Zahl, Dichte der Flächen hängt von örtlichen Gegebenheiten ab:

- in schwach differenzierten Gebieten werden die Grundflächen (Gf) alle 60 - 80 ha und Hilfsflächen (Hf) alle 8 - 12 ha angelegt,
- in stark differenzierten Gebieten entsprechend Gf alle 20 ha und Hf alle 4 ha.

Die Grundfläche wird in den älteren Beständen angelegt und beinhaltet Bodeneinschlag (2m tief; im schweren Gestein 1,5 m auf 2 m mit dem Bohrstock vertieft). Die Beschreibung beinhaltet:

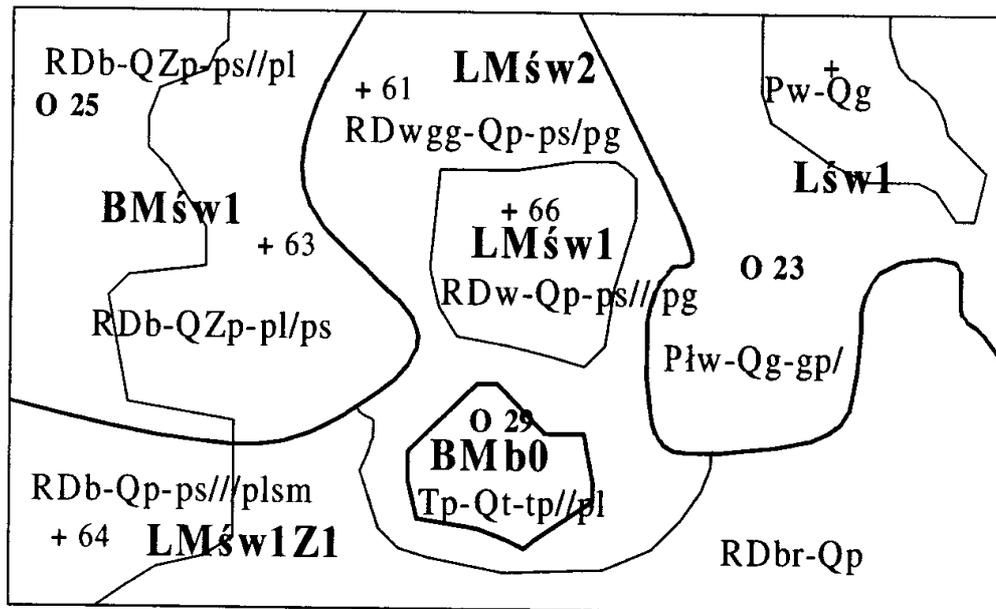
- Lage mit Skizze,
- Beschreibung des Bodeneinschlags (Analyse der Schichten, Entnahme der Proben, Bestimmung des Bodentyps, Untertyps, Gattung und der Bodenart, Bestimmung des Ausgangsmaterials und Geländewasserhaushaltes),
- Beschreibung und Vermessung des Bestandes auf ca. 0,2 - 0,3 ha (Schichten, Baumarten, Mischverhältnisse und für Hauptbestand: Alter, Höhe, Ertragsklasse),
- Vegetationsaufnahme (ca. 400 m²) nach BRAUN-BLANQUET,
- standörtliche Diagnose mit Bestimmung des Waldtyps und dessen Zustandes.

Eine Hilfsfläche kann überall angelegt werden. Der Bodeneinschlag ist 0,5 m, die Bohrung 2 oder 1,5 m tief. Die Beschreibung ist vereinfacht, beinhaltet Lage, Bestockung, Vegetationstyp (Differentialarten), Boden und Diagnose. Die entnommenen Bodenproben werden im Labor analysiert; die Analysen unterstreichen die Beschaffenheit des Bodens und ermöglichen Korrekturen der Felddiagnosen. So gewonnene Erkenntnisse sind Grundlage für die Kartierung der Standorte.

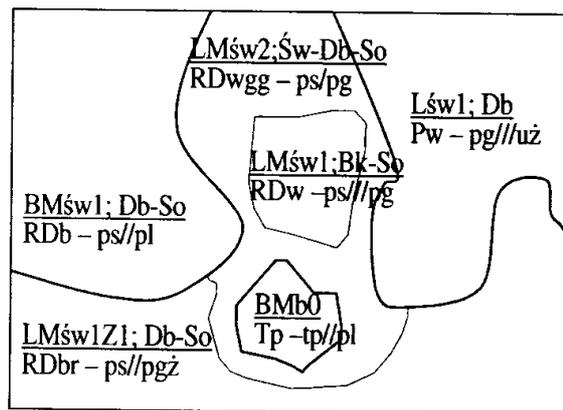
4. Darstellung der Kartierungsergebnisse im Standortsoperat

Kartendarstellung

Die Kartierung wird auf einer Grundkarte 1 : 5.000 durchgeführt. Die zu kartierende Mindestfläche beträgt 0,1 - 1,0 ha. Es werden sowohl Boden- als auch Standortseinheiten kartiert, die Grundeinheit ist der Standörtliche Waldtyp. Es werden Standortskarten im Maßstab 1 : 5.000 und 1 : 10.000 (vgl. Abb. 1) sowie Übersichtskarten 1 : 25.000 gefertigt.



Fragment mapy siedlisk w skali 1 : 5000

Fragment mapy siedlisk
w skali 1 : 10 000**Abbildung 1:** Beispiele der Standortstypenkarten 1: 5.000 und 1:10.000.

Maßstab	Kartiereinheit	Bedeutung
1: 5.000	o 23	- Typologische Grundfläche Nr. 23
	+ 63	- Typologische Hilfsfläche Nr. 63
	LMśw1	- frischer Laubmischwald, Feuchtigkeitsvariante 1
	RDw	- typische Rosterde
	Qp	- Glazigener Sand (Q für Quartär)
	ps//pg	- schwach lehmiger Sand über lehmigem Sand (/ -50cm)
	BMb0	- sumpfiger Nadelmischwald, Feuchtigkeitsvariante 0
	Tp	- Übergangsmoor
	Qt	- Torf
	tp//pl	- Übergangsmoortorf über lockerem Sand
1:10.000	LMśw1;Bk-So	- frischer Buchen-Kiefern Laubmischwald, Feuchtigkeitsvariante 1
	RDw-ps//pg	- typische Rosterde, schwachlehmiger Sand über lehmigem Sand,
	LMśw1,Z1;Db-So	- frischer, degenerierter Eichen-Kiefern Laubmischwald, Feuchtigkeitsvariante 1
	RDbr-ps//pgz	- Braunerde-Rosterde, schwach lehmiger Sand über kiesigem, lehmigem Sand

Beschreibungsteil

Der abschließende Teil des standortkundlichen Operats ist der Beschreibungsteil. Hier werden Angaben über das bearbeitete Objekt, die angewandte Methode und die kartierten Standorte gemacht. Die standörtlichen Waldtypen werden detailliert beschrieben, die Böden charakterisiert und chemische Analysen interpretiert. Alle Erhebungen werden in statistischen Übersichten zusammengestellt.

5. Literaturverzeichnis

- BAKOWSKI, J. (Hrsg., 1971): Methodenvergleich der Forstlichen Standorts- und Vegetationskartierung.: 104 S. + Karten, Warszawa.
- KOPP, D. (1971): Methode und Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland. – In: BAKOWSKI, J. (1971, Hrsg.): Methodenvergleich der Forstlichen Standorts- und Vegetationskartierung: 11–52, Warszawa.
- KOPP, D. (2004): Vorschlag für eine Rahmenklassifikation der Waldstandorte Deutschlands nach Ökotoptgruppen. – Waldökologie online 1: 11–24.
- LANGGUTH, H., KOPP, D., PASSARGE, H. (1965): Standorte und Vegetation des Kartuzyer Waldes im polnischen Jungmoränengebiet: 103 S., Potsdam.
- MATUSZKIEWICZ, W. (1971): Pflanzensoziologische Vegetationskartierung im Forstamt Kartuzy (Pommersche Seenplatte). In: BAKOWSKI, J. (1971, Hrsg.): Methodenvergleich der Forstlichen Standorts- und Vegetationskartierung: 53-80, Warszawa.
- TRAMPLER, T., BAKOWSKI, J., MAKOSSA, K. (1971): Grundsätze und Verfahren der Standortkartierung nach der Methode des Forstlichen Forschungsinstitutes in Warszawa dargestellt an einem beispielsweise ausgewählten Forstobjekt in Kartuzy. - In: BAKOWSKI, J. (1971, Hrsg.): Methodenvergleich der Forstlichen Standorts- und Vegetationskartierung: 81-98, Warszawa.

submitted: 30.01.2005
reviewed: 20.02.2005
accepted: 01.03.2005

Autorenanschrift:

Waldemar Krepel
Quenteler Weg 1a
D-34298 Helsa
e-mail: wekrepel@t-online.de

Forestry in Poland with special attention to the region of the Pomeranian Young Moraine

Marcin S z y d l a r s k i

Abstract

In the year 2004 the ASFV celebrated its 50th anniversary holding a conference in Sulęczyño, Kartuzy. This event offered the possibility to give an actual overview of forest resources and forest functions in Poland. The excursions of the meeting focused on the fascinating, diversified forest landscape formed by the Pomeranian phase of the Baltic glaciation. The Kartuzy Forest District is situated in the heart of the Kashubian Lakeland and the moraine hills. The landscape is not only characterized by the natural occurrence of Baltic beech forests but also by high diversity of soils and meso- and microclimatic deviations providing habitats for rare plant species, including some plants typical of mountain regions. The tree species combination of the District is formed by pine, spruce, and beech. The oldest parts of the forests are legally protected as nature reserves.

I. POLISH FOREST RESOURCES

At the end of the 18th century the Polish forest area comprised about 40%, nowadays forests in Poland cover approximately 8,942,000 hectares, which is 28.6% of an overall country area. According to international standards (**FAO Forestry Department**) and tests on economic forestry areas, the wooded area in Poland comprises more than 9,040,000 hectares, which is as many as 30% forest cover and is close to Central European average (www.fao.org/forestry/site/18308/en/pol).

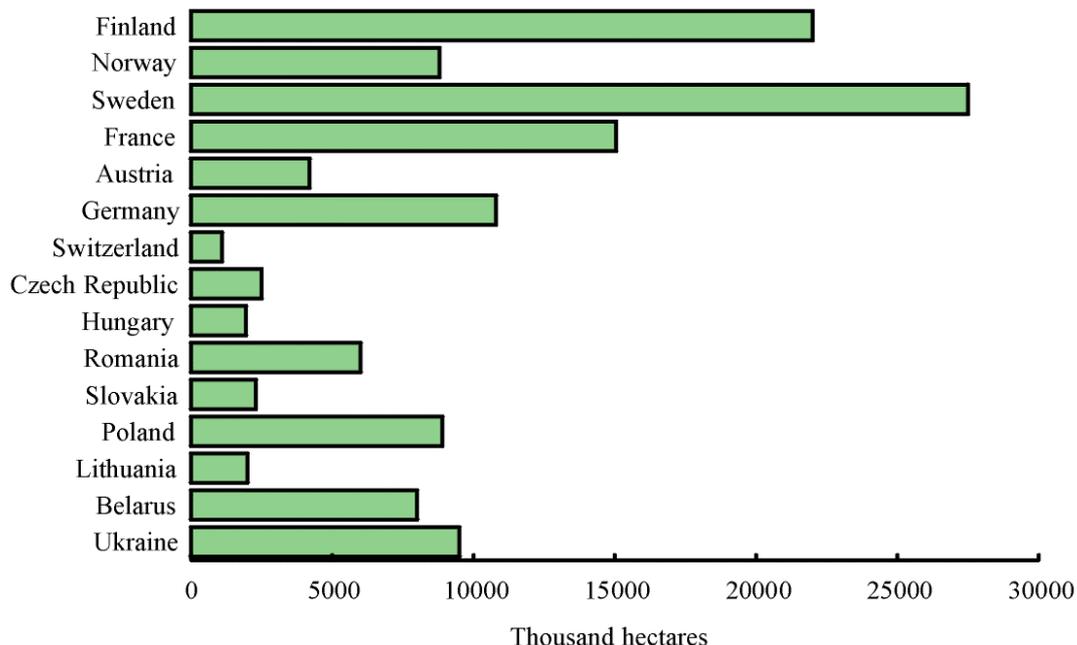


Fig.1: Total forest area.

This proportion allows Poland to rank among a group of countries with the largest share (after France, Germany and Ukraine) in the region (Fig.1). Forest area per person covers 0.24 ha and is one of the smallest in the region.

1. The forest ownership structure

State forests (78,5%) dominate in the forest ownership structure, which has not changed since end of World War II, whilst the national parks share of wooded areas has increased from 1% in 1985 to 2% in 2003 (Table 1).

Table 1: The ownership structure of forests in Poland (source: CENTRAL STATISTICAL OFFICE).

Detail	31.12.1987		31.12.1995		31.12.1998		31.12.1999	
	Th. ha	%						
Total	8668	100.0	8756	100.0	8813	100.0	8850	100.0
Public forests	7189	82.8	7262	82.9	7304	82.9	7331	82.8
Treasury-owned including:	7145	82.4	7186	82.0	7226	82.0	7252	81.9
State Forests-managed	6810	78.5	6868	78.4	6915	78.5	6936	78.4
National Parks	84	1.0	162	1.9	181	2.0	182	2.0
Other	-	-	156	1.7	129	1.5	134	1.5
Local authority owned	44	0.5	76	0.9	78	0.9	79	0.9
Private forests including ownership:	1479	17.2	1494	17.1	1509	17.1	1519	17.2
by natural persons	1382	15.9	1397	15.9	1415	16.0	1424	16.1
by land cooperatives	72	0.8	68	0.8	68	0.8	69	0.8
by farming cooperatives	25	0.3	14	0.2	11	0.1	9	0.1
other	-	-	15	0.2	17	0.2	17	0.2

State forests also predominate in Western European countries such as Switzerland or Germany. The European countries can be divided into 3 groups: post-Soviet Union States, where 100% of forests belong to the state, Scandinavian countries together with France and Austria with a vast majority of forests in private ownership, and other countries with varied ownership structure and with state forest dominance (Fig. 2). In Poland the biggest amount of forests in private ownership concentrates on the south/east of Poland (39-44%) whilst the western regions hold the smallest amount (1.2-2.3%).

2. The area structure of trees resources

Forests in Poland mainly occur on the poorest soils, as reflected in the structure of the forest site types. Here coniferous forest habitats prevail, occupying 58.7% of the overall forest area. Forest sites with a better nutrient supply cover 41.3% of the area including alder forests and flooded swamp forests, which cover 3.7%.

The distribution of the forest site types in Poland shows a clear central area with predominant coniferous forest habitats close to the northern and eastern Polish borders, with more coniferous and mixed forests than in any other parts of the country. In most parts of the country the stands are dominated by Scots pine. Coniferous species dominate in 75.8% of the forest area. Here the pine has found the best climatic and site conditions within its Eurasian range, and has created many valuable ecotypes, such as the pine originating in north-east Poland.

During the post-war period the share of state forests significantly increased, effecting a rise of broad-leaved species from 13% to 23%. Despite the extension of the deciduous forests their share is still smaller than the potential.

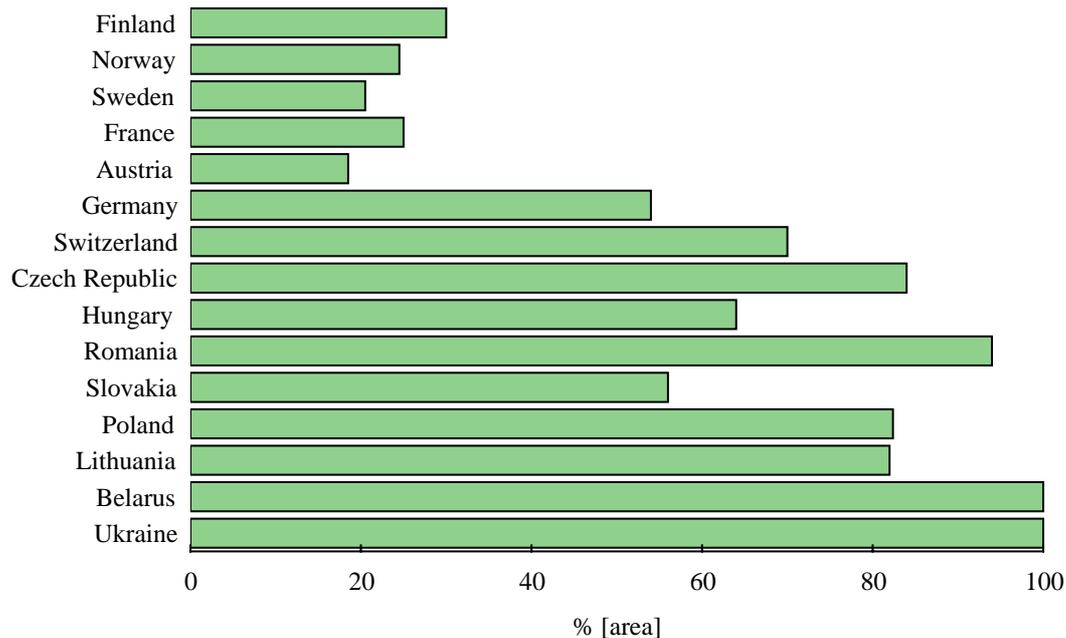


Fig. 2: Shares of total forest area under public ownership.

In the age structure classes of second and third age stands prevail, covering 21.8% resp. 23.8% of the overall area. Stands older than 100 years cover 8.3% of the area and comprise 13.3% of stand volume. The change in the stand age structure is indicated by following facts:

- stands of 80 years and older have been steadily increasing, with about 0.9 mio ha in 1945 and about 1.6 mio ha in 2003,
- the average age of the stands also steadily increased, in 2003 constituting 59 state and about 40 private forests.

In Polish forests there are relatively few stands older than 120 years, influenced by the superiority of coniferous stands, which usually have a shorter lifespan than broad-leaved trees.

3. Changes in forest area

In the years 2001-2020 Polish forestry intends to afforest barren grounds covering about 680 thousand ha, enlarging the forest area to 30% in 2020 and to 33% in 2050. The main and the largest area to be afforested will probably be situated in central and eastern Poland. In the last few years a significant (almost double) increase of forest areas on private grounds has been noticed.

Table 2: Area of forest in Poland by group of types and ownership structure (source: OFFICE OF FOREST MANAGEMENT AND SURVEY).

Detail	State Forests		National Parks		Private Forests		Total	
	Th. ha	%	Th. ha	%	Th. ha	%	Th. ha	%
Total	6900.6	100.0	180.0	100.0	1590.6	100.0	8671.2	100.0
Coniferous trees	5383.6	78.0	107.4	59.7	1170.4	73.6	6661.4	76.8
Pine and larch	4858.2	70.4	68.2	37.9	1008.9	63.4	5935.3	68.4
Spruce	388.9	5.6	30.1	16.7	89.2	5.6	508.2	5.9
Fir	136.5	2.0	9.1	5.0	72.3	4.6	217.9	2.5
Broad-leaved trees	1517.0	22.0	72.6	40.3	420.2	26.4	2009.8	23.2
Oak, ash, maple, elm	462.0	6.7	8.4	4.7	65.4	4.1	535.8	6.2
Beech	320.8	4.7	37.2	20.7	45.2	2.8	403.2	4.6
Hornbeam	20.9	0.3	1.0	0.5	17.2	1.1	39.1	0.5
Birch and robinia	385.7	5.6	11.1	6.2	131.7	8.3	528.5	6.1
Alder	298.1	4.3	13.4	7.4	143.1	9.0	454.6	5.2
Aspen, lime, willow	8.3	0.1	1.5	0.8	15.7	1.0	25.5	0.3
Poplar	21.2	0.3	-	-	1.9	0.1	23.1	0.3

An alarming thing is the constant decrease of the youngest stand area (first age class) in state forests, which may influence the future forest stability. The reasons for such a trend may be: reduction of final cutting in favour of intermediate cutting as well as reduction of clear cut systems. However, the positive consequence of the final cutting reduction is the increase of the older stand area. Nevertheless, the fact that trees are kept over cutting age leads to a depreciation of the timber price.

4. The volume structure of tree resources

At present the estimated tree resources of Polish state forests comprise 1,523 mio m³ of merchantable timber and 0,189 mio m³ of gross merchantable timber in private forests - altogether about 1,787 mio m³ of gross merchantable timber. Stands at the age of 41-80 are the majority of the resources, covering 42% of the overall forest area. On state territory pine trees constitute almost 70% of the tree resources compared to 55% in private and communal forests. Poland has a relatively big overall forest area, larger than the European average content (213 m³/ha including brush wood) and (after Germany and France with 1,908 mio m³) the third largest tree resources of merchantable and brush wood, as far as size is concerned, in the region.

5. Changes in tree resources

In the years 1983-2003 in forests administered by State Forests the gross merchantable wood increment was about 903 mio m³. At that time 514 mio m³ of large timber were cut, which means that 389 mio m³ of gross merchantable wood, which is about 43% of the overall increment, increased stand resources. At that time the average annual increment of gross merchantable wood volume was 6.58 m³/ha while the average increment of gross merchantable wood from the last five years was 7.73 m³/ha in the State Forests' area. A diverse stand structure and species composition requires a wide range of nursery and protective activities by Polish forestry. Therefore the logging process in Poland includes site-adapted techniques such single tree or group selection systems.

II. FOREST FUNCTIONS

Forests perform various functions:

- **Ecological (protective) functions**, such as a valuable influence on the climate, water circulation, reduction of the risks of flooding, avalanches and landslides, protection of soil against erosion and protection of landscape against the development of steppes.
- **Productive (economic) functions**, i.e. producing timber and by-products.
- **Social functions**, such as profitable health and recreation conditions for the society and support of the job market.

1. Productive forest functions

In 2003 in Poland 28.7 mio m³ of net merchantable wood were cut, with 1.15 mio m³ in private forests and 0.2 mio in National parks. A significant factor in the process of wood exploitation was dry-wood volume obtained during sanitary cuttings as well as the volume of windthrows, having reached 6.5 mio m³. The quantity of wood harvested from 1 ha is 3.88 m³.

2. Ecological forest functions

The protective forest area in State Forests is as big as 3.3 mio ha, which constitutes 47.2% of an overall forest area. The biggest area is covered by water-protecting forests – 1.4 mio ha, followed by city-neighbouring forests - 0,6 mio ha, forests protecting from industrial pollution – 0.6 mio ha and soil-protecting forests – 0.3 mio ha. The private protecting forest area is estimated to be as big as 83.7 thousand ha, which is 5.4% of an overall area.

3. Forest biodiversity protection

For many years the state forests have compiled lists of valuable types of biological variety updating them regularly in the programme "Nature preservation in Poland" in almost 90% of the Polish forest districts. The state forests incorporate 1,162 nature reserves (overall number 1,368) covering an area of 108,812 ha, and 9,993 nature monuments. Additionally 2,949 protection zones for selected animal species were created, covering an overall area of 178,459 ha, including 57,158 ha of strict protection zones. They are also working on updating the area of virgin forests and other ecologically important forests, e.g. those appearing on humid or dune sites. The records also include forms and objects with importance for the protection and preservation of the biological forest variety. They include swamps, marshland, peatlands and little lakes. Over 243,000 ha of seed stands should be taken into consideration as well.

The forest fauna variety may be expressed by game, whose number in Poland is one of the biggest in Europe. The majority of hoofed species exist in large quantities, being at the same time a permanent threat to the forests. Since the late 1990s a steady but rather insignificant increase of the number of the majority of game species has been noticed. Over the last two years such an increase was also visible in case of the populations of hare, pheasant and partridge, whose number had significantly decreased before.

4. Forests in nature and landscape preservation

Forests and their components are the most valuable and widespread element of all types of nature and landscape conservation. 23 national parks, covering an area of 315,000 ha and including 192,000 ha (61%) untouched central zones (http://www.mos.gov.pl/kzpn/ind_gb.htm). In Poland 120 landscape parks have been created, covering an area of 2,573,000 ha. Both national and landscape parks cover the overall area of 32% (10,053,000 ha) of the country.

5. Natura 2000 network

The total list contains 248 sites (this includes 8 sites which consist of SPAs¹ and pSCIs² within the same borders i.e. where SPAs and pSCI overlap completely), covering in total 10.3% of Poland's terrestrial territory (Tab. 4). One-third of the SPA area is covered by forests (1,115,000 ha). According to the NGOs' assessment, the list is definitely insufficient and according to scientific criteria needs to be significantly increased. The locations and the boundaries of the areas can be investigated under:

<http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/en/mapy.php>

Table 4: Natura2000-Data submitted to the European Commission on 1st May 2004. Source:

http://www.iucn-ce.org/documents/natura2000/natura2000_ce.pdf

Natura2000 sites:	Number	Area (ha)	% of country area
SPAs	72	3,312,800 (2,433,400 terrestrial)	7.8 of terrestrial area
pSCIs	184	1,171,600 (1,171,600 terrestrial)	3.6 of terrestrial area
SPAs & pSCIs	8	378,978	no data
Total	248	no data	10.3

III. FORESTS IN REGIONAL DIRECTORATES OF THE STATE FORESTS GDAŃSK

State Forests Regional Directorate (RDLP) in Gdańsk was created in 1945. In the years 1945-2003 the area of over 37,000 ha was afforested and restored, which increased the local forest area from 19.5% to 29.0%. Owing to the improvement proceedings, stand volume increment increased from 2.87m³/ha in 1946 to 5.12m³/ha in 2003. At present, RDLP Gdańsk administers the area of 304 thousand hectares, including 285 000 hectares of forest lands. The management (within its range there is, on average, 0.15 ha of forest per one inhabitant) supervises the work of 15 forestry districts being subdivided into 262 forest ranges. At present, they employ 1,012 workers including 573 people in forest service and 213 people and 226 workers besides forest service.

The prevailing species area of the Gdańsk RDLP is the pine, covering 69.2% (189,600 hectares) of the forest area, followed by the beech 12.3% (33,700 hectares) and the Norway spruce 5.2% (14,200 hectares) (Fig. 3). Total forest area (wooded) in Gdansk region is 273,000 hectares. The landscape in Gdańsk RDLP's area is varied. From the north it is limited by the Baltic Sea and a seaside zone with dunes and Hel Peninsula. In the south there are morainic hills surrounding 3 cities: Gdańsk, Sopot, Gdynia and the lake area with moraines, called "The Kashubian Switzerland". The most fertile lowlands are those located along the Wisła, especially the so-called Zulawy by its outlet. On the other hand Tuchola Forest ["Bory Tucholskie/*Tucheler Heide*"], between the Czarna Woda and Brda rivers, is not at all fertile and is largely covered with pine forests (National Park established in 1996, http://www.mos.gov.pl/kzpn/en/bory_gb.htm). The surface height varies from 1.8m above sea level in

¹ Special Protection Areas are classified under the EC Directive on the Conservation of Wild Birds (79/409/EEC)

² proposed Sites of Community Interest

the area of the Vistula delta to 329m above sea level at the Wieżyca hill peak. Hel Peninsula is a landscape peculiarity. Its width varies from 150m to 3km. This narrow strip of land separates 'The Bay of Puck' (http://www.iopan.gda.pl/projects/puckbay/html/pkt_01p.html) from the Baltic Sea. On the so-called Sobieszów Isle in the estuary of the Vistula (Polish: *Wisła*) River a famous bird sanctuary has been established. An inventory revealed 206 bird species, with 45 of them nesting. The Vistula Spit in the Kały Rybackie sanctuary has been colonised by black cormorants (Landsat photo: http://en.wikipedia.org/wiki/Image:Vistula_Lagoon.jpg). 9,000 couples are estimated to be nesting there at present, which representing the biggest colony of this species in Europe and making up 50% of the Polish population.

The Gdańsk RDLP's territory is an amber basin. The value of confirmed amber lodes is estimated to reach 60 million dollars and, importantly, there will be enough of the stock for the nearest hundreds of years. The forest area in the Gdańsk RDLP's territory covers 29%. There predominate broad-leaved sites and the forests are significantly varying as far as species are concerned. There are 6 landscape parks covering the overall area of 1,076 km², including 496 km² of the State Forests' grounds. The protected landscape area cover 2.985 km². Among 64 nature reserves covering the overall area of 3 789 ha there predominate forest (27) and flora (13) reserves, 3 of them are strict reserves. 109 out of 697 nature sanctuaries are erratic blocks. In 2002 in 66 bird nest zones being under protection, 40 nests were found vacant and in 33 cases bird broodings were proofed.

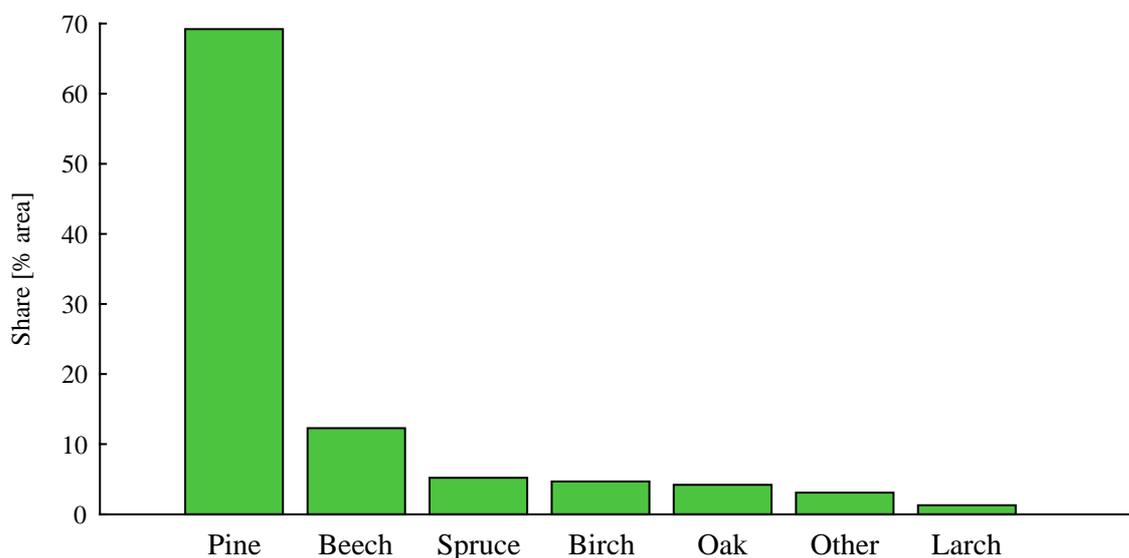


Fig. 3. Stand structure of state forests in Gdańsk Regional Directorate (RDLP).

In the area of the Directorate also 85 out of 198 vascular plant species are under strict protection. Birds, especially black cormorant, constitute the biggest group of species being under protection. Further species are: white-tailed eagle, lesser-spotted eagle, black stork and eagle owl. As far as mammals are concerned, the population of European castor has significantly increased. The peculiarity of the Gdańsk RDLP may be "*Arboretum Wirty*" with experimental plots established by A. PUTRICH and Prof. A. SCHWAPPACH in 1875. It is the oldest forest arboretum in Poland and covers the area of 33 hectares, in which 450 various tree and bush species have been gathered (<http://zblewo.kociewiak.pl/Artykul166.html>).

1. Forests in Kartuzy Forest District

Kartuzy Forest District occupies the central, landscape and nature most attractive part of the Kashubian Lakeland with its highest hill – Wieżyca. Its territory covers the area of 18,000 hectares, out of which 16,500 hectares are occupied by forest land. The district is divided into 3 forest precincts and 17 forest ranges. Apart from the state forests the district supervises 6,500 hectares of private forests. Its forest area is slightly bigger than 30%. Rivers and water reservoirs occupy over 6% of the area. The state forests cover quite fertile sites – forest sites occupy over 77% of the forest land. The main forest habitat type is fresh mixed broadleaved forest (LMśw) covering 69% of the area. Coniferous habitats occupy about 23% of the area and the most common site type is fresh mixed coniferous forest (BMśw) (13%) and boggy mixed coniferous forest (BMb) (7.5%, Fig. 4).

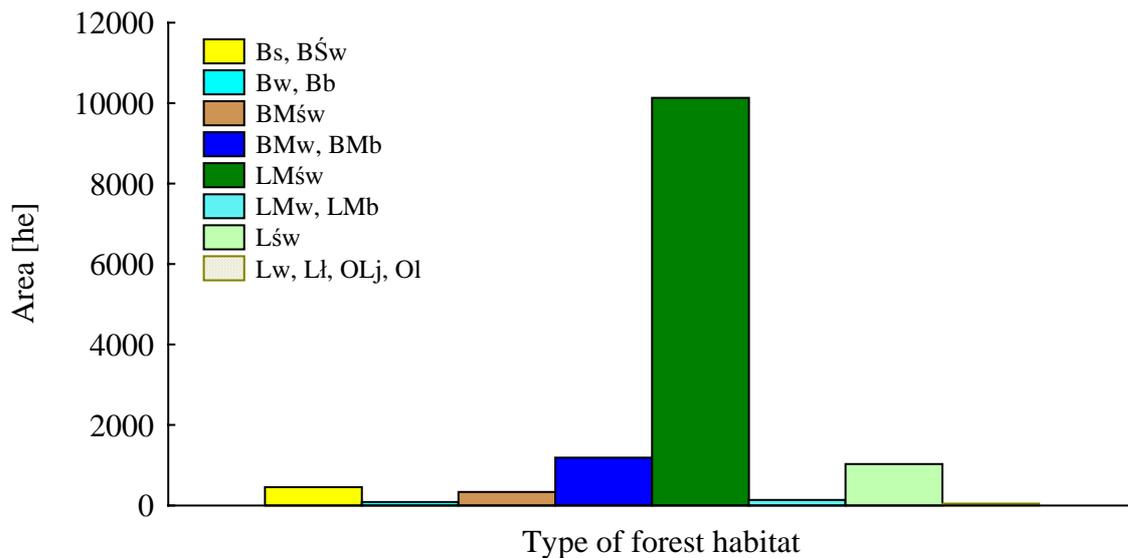


Fig. 4: Habitat structure of state forests in Kartuzy Forest District.

Kartuzy Forest District has a stable stand composition. Main species forming the local forests are pine, spruce and beech, having prevailed for decades. Mixed stands dominate with a prevalence of pine, covering 57% of the forest area (Fig.5). Spruce is a dynamically increasing species, which spreads in natural manner (Fig. 6). Natural regeneration of Norway spruce at Kartuzy region occupies about 4,100 hectares.

It here occurs, however, out of its natural range and is assessed as undesirable in this area by some ecologists. Beech, by contrast, is a much welcome species, especially in forest sites, whose share is still increasing. Beech under current conditions has revealed strong regeneration abilities, with 900 hectares stands in the regeneration class (Fig. 7). Together with beech and spruce the birch constitutes the forest stands. Oak and ash are presently introduced into the forest stands to a higher extent than before, especially on nutritious sites. Other species such as alder, larch, elm, Douglas fir and common fir complement the species structure and are a valuable addition depending on the site.

Kartuzy Forest District is situated in the transition zone of the natural ranges of beech and spruce, becoming obvious in the specific participation of these species in the stand structure (Fig. 8,9). In the Kartuzy Forest District stands of four or more species prevail, underlining to the exceptional wealth of our forests. They cover more than 45% of the forest area, with a significantly higher variety of the first and second age class stands. Their vertical structure is predominated by one-storied stands (94% of the area).

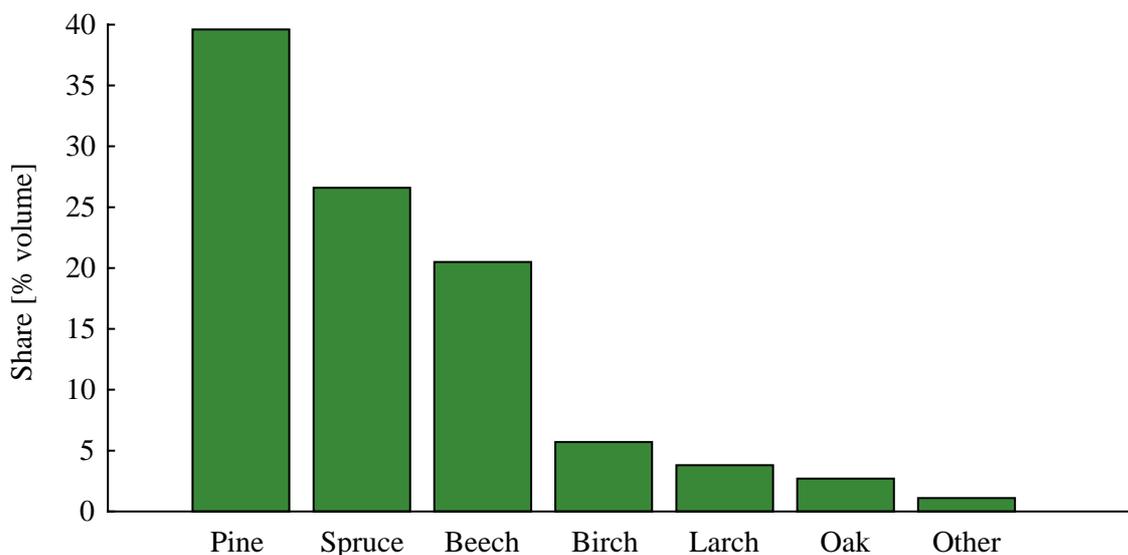


Fig. 5: Species stands structure of state forests in Kartuzy Forest District.



Fig. 6: Natural regeneration of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) at Kartuzy Forest District (age 17 years, fresh mixed hardwood forest site).

First and second age class stands cover altogether 48% of the forest area. Stands of 100 years and older occupy 2,330 ha, which is 14% of the forest area. About 21% of the forests in Kartuzy region were found protective and over 58% of the forests are within the boundaries of Kashubian Landscape Park. The area is reckoned to be one of the most attractive tourist regions in the Gdańsk province.



Fig. 7: Natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica* L.) at Kartuzy Forest District.

The view stations allowing tourists to admire the landscape are quite appealing. One of such places is a view tower on the top of Wieżyca hill built in 1996. In the forest area one may find 119 hectares of plus seed stands and 385 hectares of temporary seed production stands, registered 56 extra-quality trees (highly-selective trees). The forest district has an annual gain of 50-60 thousand m³ of timber. The annual quantity of timber comprises 65% of coniferous assortment, 35% of leaved assortment, there is on average 56% of saw timber.

Kartuzy Forest District supervises the hunting economy in 16 hunting districts being hired by the hunting organisations. An average annual game population comprises 220 units of a red deers, 1186 units of a roe-deers and 320 units of a wild boars. The hunting grounds are not very opulent here. Seedlings are produced in a forest nursery covering the area of 7 ha. Every year, for the State's and private owners' needs, the district produces, on average, about 1 mio plants including 0.8 mio older leaved seedlings.

2. Objects under protection

Early-medieval burial ground in Uniradze Forest Range

The barrow (burial) ground is situated in forests stretching along Radunia Lake. It comprises over 4,000 grave constructions being in use from about 500 B.C. until 1,200 A.D., which makes it the biggest early-medieval barrow (burial) ground in Central Europe.

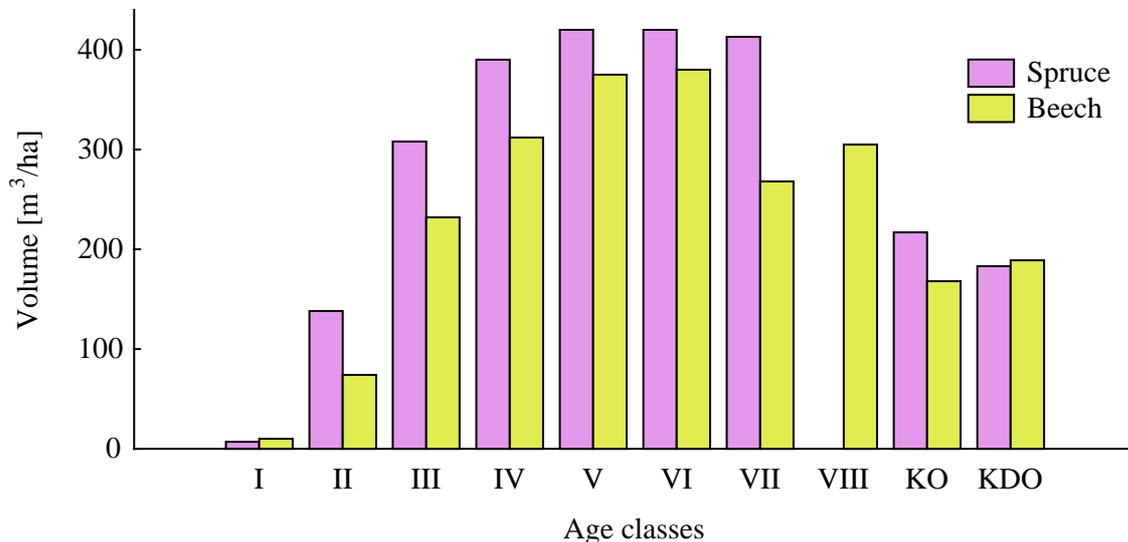


Fig. 8: Volume of Norway spruce and beech pro hectare in age classes.
 KO – regeneration class of stand (over 50% of stand's area is regenerated),
 KDO – under 50% of stand's area is regenerated in shelterwood.

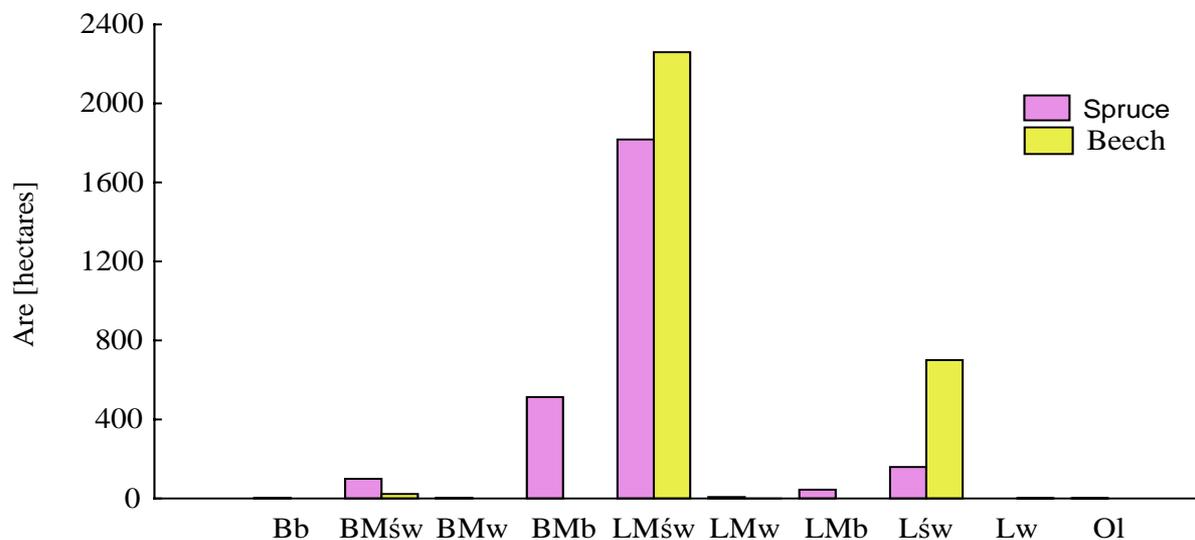


Fig. 9: Area's participation of Norway spruce and beech in habitat types of forest.

3. Nature preservation

In the district territory there are 13 nature reserves covering 727 ha, constituting 5% of the forest land. If you visit the Kashubian region you may see reserves such as:

- **Zamkowa Góra** (Castle Hill) – a reserve situated in Dąbrowa Forest Range territory, 3 km away from Kartuzy. It covers the area of 8.85 ha. It protects a well-preserved, eastern-most strip of an Atlantic-type Pomeranian beech forest covering a morainic elevation of 225 m above sea level. The most valuable constituent of the reserve is a beech stand with sporadic oak intermixture which is 240 years old. Individual trees reach extraordinary sizes – the diameters at breast height reach 100 cm and the tree heights reach up to 34-41 m. At the top of the elevation there is an archaeological relic – the ruins of a medieval castle.
- **Wieżyca Hill** – a landscape reserve in Drozdowo Forest Range created in 1962, covering an area of 33.59 ha. It encloses a significant part of the slope of the highest elevation in the Central European Depression. The slopes are completely wooded, and dominant forest community is an acidophilous beech forest without soil cover. The forest bed is strewn with folded beech leaf litter (F a g e t u m n u d u m). Irrespective of the formal classification of the reserve, it is a most valuable peculiarity from the point of view of the beech forest preservation. There is a view tower in the reserve.

submitted: 12.04.2005
reviewed: 05.08.2005
accepted: 18.09.2005

Autorenanschrift:
Dr. Marcin Szydlarski
Oberförsterei Kartuzy
ul. 3 Maja 33/1
PL 83-300 Kartuzy
e-mail: immfor@kki.net.pl

waldökologie online	Heft 2	Seite 59 – 67	2 Fig.	Freising, Oktober 2005
---------------------	--------	---------------	--------	------------------------

Die Forstliche Vegetationskunde wissenschaftstheoretisch hinterfragt

Forest Geobotany analysed from the Perspective of the Philosophy of Science

Günter D o b l e r

Abstract

The paper discusses different ways to describe the relationship between site-conditions and vegetation. The methods 'Causation' and 'Hempel-Oppenheim-Scheme' do not seem to be sufficient, since the actual plant-cover in an area is not only determined by natural laws but is also result of a historical process and of coincidence. Moreover, plants play an active role in site-vegetation relationships.

Central European plant sociology distinguishes vegetation units. Deviations found in the field can be classified as atypical and are not necessarily contradictory to the classification unit. Therefore, the validity of a classification at least partly depends on the conventions between vegetation scientists. This fact, together with the danger of hypothesis-guided perception, can compromise the reality-conformity of plant sociology.

The study presents and discusses the continuity-paradigm of Central European plant sociology and the discontinuity-paradigm of Anglo-American plant ecology. Both paradigms use different methods and approaches inhibiting internal falsification. The discontinuity-approach is based on the conviction that vegetation units establish organism-like forms of organisation. Considerations in the paper contradict this statement. Nevertheless, the classification of vegetation-units is important for practical application.

Das Verhältnis von Standort und Vegetation

Wie sollte man das Verhältnis von Standort und Vegetation beschreiben? Viele Autoren bezeichnen den Standort als die „Gesamtheit der an einem bestimmten Ort auf die Vegetation wirkenden Einflüsse“ (u. a. GLAVAC 1996). Mit anderen Worten ist der Standort die Gesamtheit der Einwirkungen auf die Vegetation. Kann man sich das ähnlich wie in einem Billardspiel vorstellen? Trifft dort eine sich bewegende erste Billardkugel auf eine zweite still stehende, so ist die Bewegung der zweiten durch das Einwirken der ersten verursacht (Abb. 1).

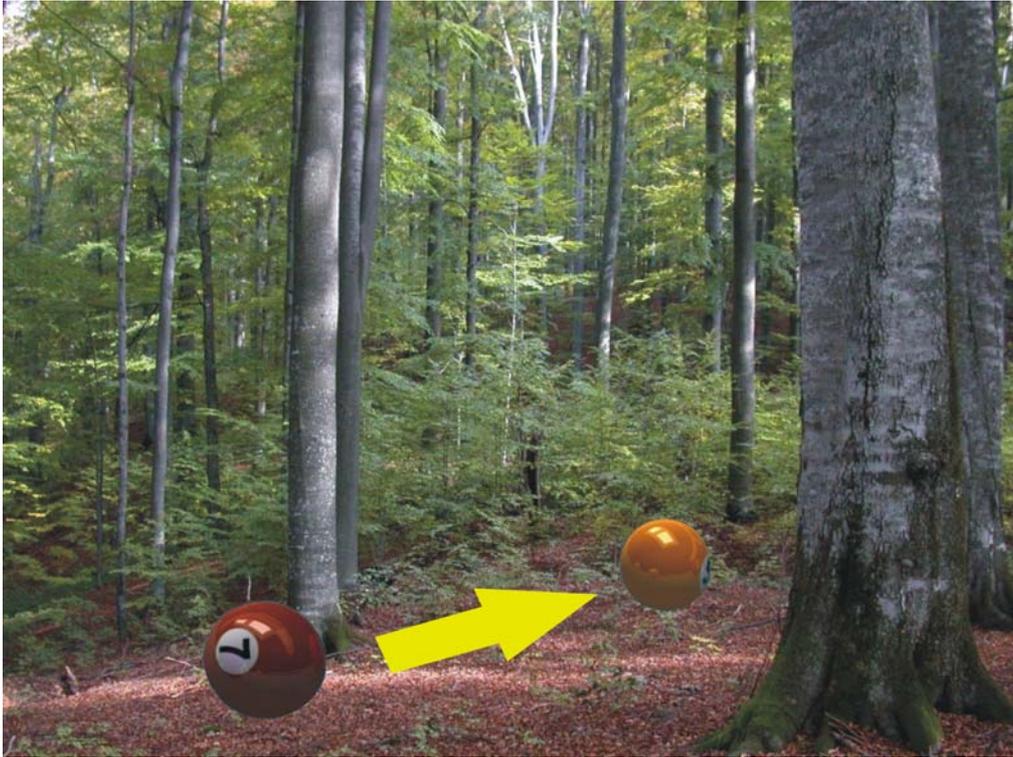


Abb. 1: Ist der Zusammenhang von Standort und Vegetation der von Ursache und Wirkung? Muss man es sich analog dem Auftreffen einer sich bewegenden Billardkugel vorstellen, die auf eine andere stillstehende trifft? Spielt die Vegetation nicht eine weitaus aktivere Rolle?

So müsste dann auch die Bewegung der Vegetation, was in ihrem Falle ihre Entwicklung oder ihr Wachstum wäre, durch die Anstöße des Standorts verursacht sein. Das suggeriert eine einseitige Beziehung, in der der Standort als vorgegebene Größe die Vegetation bestimmt. Wird zum Beispiel ein Erlenbruch trocken gelegt, der Standort also radikal verändert, stößt das sofort eine Entwicklung an, die zu einer anderen Pflanzengesellschaft hinführt, die an diesen Standort angepasst ist. Eine mögliche Wechselbeziehung, die über Bodenbildungsprozesse, Vegetationsinnenklima, Erosionsschutz usw. auch von der Vegetation zum Standort zurückführt, gerät dabei aus dem Blick. Dass diese Wechselbeziehung existiert, ist jedoch unter Vegetationskundlern keine Frage.

Der Begriff der Verursachung ist auch deswegen problematisch, da ihm etwas Animistisches nachhängt im Sinne eines Tätigwerdens, das etwas anderes aktiv hervorbringt. Dieser Bedeutungsinhalt kommt sicherlich auch daher, dass dem Menschen das Konzept von Ursache und Wirkung aus seinem eigenen Tätigsein vertraut ist. In Handlungen wird der Mensch selbst zur Ursache von Wirkungen, die er willentlich hervorbringt. Diese intime Kenntnis der Verursachung wird in die Welt außerhalb des Menschen übertragen, wenn er dort Ursachen wahrnimmt.

Ursache-Wirkungs-Ketten haben etwas Zwingendes. Jede Wirkung wurde verursacht. Jede Ursache hat eine Wirkung. Der Physiker LAPLACE (1749-1827) behauptete, dass ein Wesen (der LAPLACE'sche Dämon), das in einem bestimmten Moment alles im Universum erfassen könnte, über die Ursachen-Wirkungsketten auch feststellen könnte, wie das Universum zu jedem Zeitpunkt der Vergangenheit war, bzw. wie es zu jedem Zeitpunkt der Zukunft sein wird. Alles ist physisch vorherbestimmt, d. h. determiniert. Dieses Konzept gilt in der Makrophysik nach wie vor, in der Quantenphysik musste es allerdings aufgegeben werden. Um dem problematischen Verursachungs-Begriff zu entgehen, haben CARL GUSTAV HEMPEL und PAUL OPPENHEIM die nomologische Deduktion entwickelt, die auch unter dem Namen ihrer Autoren als *Hempel-Oppenheim-Schema* bekannt wurde. In diesem Schema wird das zu erklärende Phänomen (das Explanandum) aus mehreren Prämissen (dem Explanans) deduktiv abgeleitet. Die Prämissen bestehen aus den relevanten Randbedingungen, welche die Situation beschreiben und den Gesetzmäßigkeiten, die in der Situation wirken. So kann man aus Randbedingungen wie denen, dass ein Stück Butter auf einer heißen Herdplatte gelegt wird und dem Gesetz, dass Butter unter Hitze schmilzt, ableiten, dass die betreffende Butter schmelzen wird, sofern sie lange genug der Hitze ausgesetzt wird.

Das *Hempel-Oppenheim-Schema* kann für die Erklärung von Phänomenen, die bereits aufgetreten sind und für Voraussagen gleichermaßen genutzt werden. In der Biologie ist es aber eher so, dass man es zwar für nachträgliche Erklärungen, aber meist nicht für Voraussagen verwenden kann. Als Beispiel mögen Erklärungen dienen, die sich auf die Darwinsche Evolutionslehre beziehen. So lässt sich erklären, wie es dazu gekommen ist, dass Nilpferde so aussehen wie sie aussehen oder anders gesagt wie und warum die Nilpferde evolutiv entstanden sind. Es ist aber nicht möglich vorauszusagen, wie die evolutive Entwicklung genau weiter gehen wird oder welche Arten in Zukunft entstehen werden. Das liegt im Falle der Evolution allein schon daran, dass über die Mutation ein Zufallsfaktor in den Vorgang eingebaut ist. Die Selektion garantiert zwar eine Anpassung an die Umwelt, da unangepasste Arten nicht überleben und sich nicht weiter fortpflanzen können. Die zufällige Mutation bestimmt aber welche Varianten überhaupt für die Selektion bereit stehen.

Die Pflanze als biologische Größe ist natürlich auch den Mechanismen der Evolution unterworfen und damit steckt dieser Zufallsfaktor auch in ihr. Hinzu kommen weitere Zufälligkeiten, die den Ereignissen der Vergangenheit entstammen. Eine bestimmte Pflanzenartenkombination an einem bestimmten Ort ist ein historisches Ereignis, genauso wie z. B. die Niederlage Napoleons in Waterloo. Das Zusammenspiel konkreter Ereignisse, die sich auch immer anders hätten gestalten können, bestimmt den Status quo. Eine Windböe an einem bestimmten Tag um eine bestimmte Uhrzeit treibt das Samenkorn nicht hierhin, wo sich fruchtbarer Boden befindet, sondern drei Meter weiter in eine Felsritze, in der keine Chance besteht, dass sich die im Samen angelegte Pflanze entwickeln könnte. Berücksichtigt man den historischen Einfluss des Menschen auf die Pflanzendecke, dann wird vollends klar, dass eine bestimmte Vegetation nicht einfach das Ergebnis von Naturgesetzen ist. Jede lokale Vegetation ist eine eigentümliche Mischung, eine Idiosynkrasie.

Kehren wir zum Samenkorn zurück und nehmen wir an, das Schicksal wäre freundlicher gewesen und es käme auf fruchtbarem Boden zu liegen. Reicht es, wenn wir im *Hempel-Oppenheim-Schema* in den Randbedingungen die lokale relevante Umwelt nennen und in den Gesetzen Aussagen wie: Standorte mit Klima X, Bodeneigenschaften Y und eine konkrete Witterung Z in den ersten 10 Monaten führen bei Samenkörner der Art A dazu, dass eine Pflanze keimt, die durchschnittlich 3 cm pro Monat in die Höhe wächst, um vorauszusagen, dass nach 10 Monaten dort eine Pflanze von 30 cm Höhe steht? Einwände sind viele denkbar. So scheinen die Randbedingungen noch nicht ausreichend. Man müsste z. B. ergänzen, dass in diesen 10 Monaten keine Pflanzenfresser Hunger auf dieses Pflänzchen bekommen, dass es nicht Opfer von Pilz- oder Virenkrankheiten wird, dass es nicht einfach niedergedrampelt oder von einem Baum, der in sich zusammenbricht, erschlagen wird und so weiter und so fort. Die historischen Ereignisse regieren weiter.

Des weiteren enthält die Gesetzesaussage eine Lücke, eine black box. Wenn vom Wachstum gesprochen wird, dann wird mit einem einzigen Begriff der entscheidende Vorgang abgetan. Das *Hempel-Oppenheim-Schema* dient zwar unter anderem dazu, dem Animismus zu entgehen. Aber in diesem Falle käme etwas Animismus dem Phänomen näher, als die bloße Benennung des von außen wahrnehmbaren Vorgangs. Als Lebewesen laufen in der Pflanze Prozesse der Selbstorganisation ab. Sie nimmt autonom aus der Umwelt das auf, was sie braucht, um sich zu entwickeln. Das Wachstum ist in gewisser Weise eine Tätigkeit der Pflanze, ein Akt der Selbstbestimmung – all das natürlich im bildlichen und metaphernhaften Sinne gesprochen. Die Pflanze ist autonom, sie „wählt“ aus und „nimmt“ was sie braucht, aber sie ist nicht autark, sondern abhängig davon, dass das, was sie braucht, auch in der Umwelt zur Verfügung steht. Lebewesen sind autopoietische Systeme. Das heißt, sie produzieren die Elemente, aus denen sie bestehen, mit Hilfe von Elementen, aus denen sie bestehen. Sie sind selbsterhaltend und selbstproduzierend. Und wenn wir zum in diesem Text schon fast abgelegten Begriff der Verursachung zurückkehren, so müssen wir in diesem Fall von Selbstverursachung sprechen. Der Standort aber steht für die günstigen oder wenigen günstigen Bedingungen, innerhalb derer diese Selbstverursachung abläuft.

Vegetationskunde und ihre Verbindung zur Wirklichkeit

Das Geschichtliche und Zufällige der lokalen Vegetationsentwicklung führt dazu, dass alle Aussagen hierzu von vorne herein mit Unschärfen behaftet sind. Des weiteren verändern phänologische Wandel und zyklische Bestandsänderungen das Erscheinungsbild der Pflanzendecke. Wenn der klassische zentraleuropäische Vegetationskundler eine Vegetationseinheit festlegt oder erkennt, dann hat er ein Idealbild vor Augen, von dem er gar nicht erwartet, dass es genau so in der Wirklichkeit vorkommt. Die Exemplifizierungen des Allgemeinbildes einer bestimmten Vegetationseinheit sind immer unvollkommen, unvollständig oder unrein. Es finden sich Bestandteile, die da nicht hingehören und nicht alle Bestandteile, die da sein sollten, sind wirklich vorhanden. Das ist der Normalfall. Eigentlich sind klassische Vegetationskundler in gewisser Weise daher Platoniker. PLATON nahm an, dass die

Ideen¹, also die Allgemeinbegriffe, das wirklich Seiende seien und die konkreten Gegenstände der empirischen Wirklichkeit nur abgeleitet sind und im Vergleich dazu unvollkommen. Etwas ist schön, weil es an der Idee der Schönheit teil hat. Etwas ist ein *Luzulo-Fagetum*, weil es an der Idee des *Luzulo-Fagetum* teilhat. Die Perfektion der Idee, ihre Idealität findet sich in der Wirklichkeit nicht.

Der Vegetationskundler findet aber die Vegetationseinheit nicht durch bloßes Nachdenken und Ideenschau, sondern entwickelt sie aus der empirischen Erfahrung. Einmal aus der Empirie entwickelt, wird es auf andere Fälle angewandt und „hineingesehen“. GLAVAC (1996) beschreibt den Erkenntnisprozess der Vegetationskunde als generalisierende Induktion bzw. induktive Verallgemeinerung. Induktion bedeutet, dass wiederkehrende Beobachtungen bzw. wiederkehrende Sequenzen von Beobachtungen zu Allgemeinsätzen zusammengefasst werden. So führen die wiederholten Beobachtungen von weißen Schwänen zur Allgemeinaussage und Hypothese, dass alle Schwäne weiß seien. GLAVAC' generalisierende Induktion greift weiter und integriert Analyse, Synthese, Induktion und Deduktion. GLAVAC' Darstellung etwas zusammenfassend, sieht der Vorgang so aus: Der Vegetationskundler besitzt zunächst ein Allgemeinwissen über Begriffe, Gesetzmäßigkeiten, standardisierte Arbeitsmethoden, das man auch als Lehrbuchwissen und Methodenkompetenz bezeichnen könnte. Hinzu kommt ein Spezialwissen, das auf das Forschungsobjekt bezogen ist, also das erlangte Wissen über Vegetationseinheiten einer Region. Mit etablierten Methoden werden nun vegetationskundliche Erhebungen in Probeflächen durchgeführt, deren Auswahl nicht nur von der Beschaffenheit der Pflanzendecke, sondern auch vom Wissensstand des Bearbeiters abhängt². Die Vegetationsaufnahmen der Probeflächen werden nach Ähnlichkeiten sortiert und nach syntaxonomischen Gesichtspunkten gruppiert und in das bestehende Klassifikationssystem und bestehende Wissen eingeordnet.

Das vorgefasste Schema dient also als Ausgangspunkt und als Brille, durch die die Empirie gesehen wird. Die Daten aus der Empirie sollen aber zugleich die Modellvorstellungen verbessern und verfeinern. Das resultiert in einer treffenderen Auswahl von sogenannten „typischen“ Probeflächen. Es geht laut GLAVAC um den „geschulten Blick“ und die „theoriegeleitete Erfahrungssuche“³. Eigentlich beschreibt der Autor damit etwas, das man in der Psychologie hypothesengeleitete Wahrnehmung nennt (BRUNER & POSTMAN 1951). Bestimmte Hypothesen über die Wirklichkeit leiten die Wahrnehmung. Das führt aber zu einer Verstärkung der subjektiven Komponente in der Wahrnehmung (Abb. 2).

¹ Der platonische Begriff „Idee“ darf nicht im Sinne von „Einfall“ missverstanden werden. Es handelt sich um kein aus der Luft gegriffenes Phantasieprodukt. Der Begriff bezeichnet vielmehr das Wesen eines Gegenstandes, das Wesentliche, das Allgemeine, seine ideale Ausformung in einer bestimmten Hinsicht. Die Idee des Kreises ist der perfekte Kreis. In der Natur finden sich keine perfekten Kreise, dennoch können wir z. B. von Hand gezeichnete Kreise als Kreise erkennen. Laut Platon ist das nur möglich, weil der handgezeichnete Kreis an der Idee des Kreises teil hat.

² Um willkürliche Probeflächenauswahl zu vermeiden, verwenden verschiedene Vegetationskundler immer häufiger bestimmte Methoden, wie z. B. die stratifizierte Zufallsauswahl (z. B. EWALD et al. 2000). Damit steigern sie die Objektivität ihrer Forschung. Trotzdem wird keine völlige Unabhängigkeit vom Vorwissen erreicht. Das Vorwissen bestimmt z. B. welche Straten gewählt werden, wie z. B. Exposition, Geologie, etc. und nicht etwa mehr oder weniger „abstruse“ Größen wie die natürliche Radioaktivität. Also schlagen auch hier Hypothesen über die Wirklichkeit durch.

³ Hier könnte man auch noch die methodengeleitete Erfahrungssuche mit hinzunehmen.

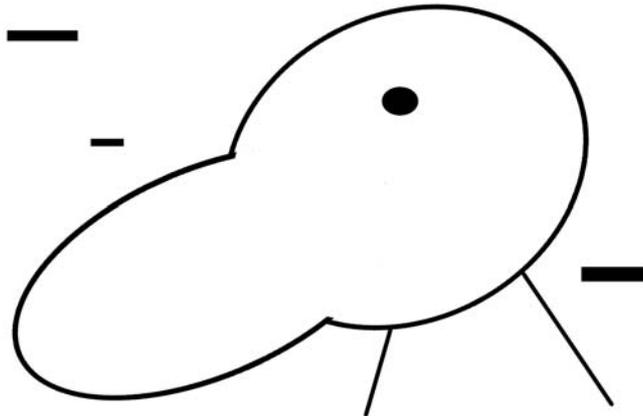


Abb. 2: Diese Kippfigur zeigt wie aktiv Wahrnehmung abläuft. Mit etwas Phantasie kann man in dieser Zeichnung entweder den Kopf eines nach oben schauenden Hasen oder den einer Ente mit nach unten zeigendem Schnabel erkennen. Die Hypothese darüber was zu sehen ist, leitet die Wahrnehmung. Die Striche außerhalb des gezeichneten Kopfes stören nicht weiter, sie werden als irrelevant eingestuft. Auf ähnliche Weise können Pflanzen, die eigentlich nicht in eine bestimmte angenommene Vegetationseinheit passen als atypisch und irrelevant eingestuft werden. Sie falsifizieren die Klassifizierung nicht.

Hypothesenkonformes wird leichter wahrgenommen. Etwas, was diesen Hypothesen widerspricht, wird eher übersehen. Damit wird eine Bestätigung der Hypothese wahrscheinlicher als ihre Widerlegung. Die Wirklichkeit ist nicht als neutrale Kontrollinstanz vorgegeben, sondern in der Wahrnehmung modifiziert. Die Härte der Wirklichkeit wird zudem dadurch gemildert, dass sie ja nur aus unvollkommenen Exemplifizierungen besteht, von denen man gar nicht erwartet, dass sie in allen Details den gedanklichen Konstrukten oder Modellen entsprechen, die die Vegetationseinheiten sind. Eine Beobachtung, die nicht ins Schema passt, wird daher leicht als untypisch bezeichnet, als eine nicht-repräsentative Abweichung vom Ideal. Sie falsifiziert die Einheit nicht.

Die philosophische Wissenschaftstheorie des Pragmatismus definiert Wahrheit als Übereinkunft zwischen Experten. Die Gemeinschaft von Fachwissenschaftlern bestimmt, was als Wahrheit zu einem bestimmten Fachgebiet zum jeweils aktuellen Zeitpunkt gilt. Das widerspricht unserem intuitiven Wahrheitsbegriff, der von einer absoluten Wahrheit ausgeht, die unabhängig davon gilt, wer sie vertritt. Ein Einzelner kann im Besitz der Wahrheit sein, auch wenn alle Experten der Welt das Gegenteil von dem behaupten, was er verteidigt. Ein Beispiel: Bis ins 15. Jahrhundert war die vorherrschende Lehrmeinung, die Erde sei eine Scheibe. Nur wenige vertraten die Ansicht, es handele sich um eine Kugel. Laut Pragmatismus hätten die Anhänger der Scheibentheorie die Wahrheit verfochten, ihre Gegner hätten sich geirrt.

Nichts desto trotz muss man dem Pragmatismus zugute halten, dass er in gewisser Weise recht gut die Wirklichkeit der Wissenschaften widerspiegelt. Die absolute Wahrheit ist ein Ideal, das wohl niemals eingeholt werden kann. Ständig wird altes Wissen von neuem Wissen überholt. Die alte Wahrheit ist heute unwahr. Wer will da behaupten, dass die angebliche Wahrheit wirklich auch die absolute sei, die, welche für immer wahr sein wird? Wer sollte dann besser bestimmen, was als Wahrheit zu einem bestimmten Zeitpunkt gilt, als die Experten?

Der Pragmatismus akzeptiert, dass Wissenschaft ein soziales Phänomen ist. Die Wissenschaftlergemeinschaft verhält sich in gewisser Weise wie ein Stamm, der von seinen vollwertigen Mitgliedern verlangt, bestimmte Initiationsriten durchgeführt zu haben. Diese sind in ihrem Fall akademische Abschlüsse, Promotion und Habilitation. Nur wer diese Phasen durchlaufen hat, hat eine Stimme am Definitionstisch der Wahrheit. Das Gewicht der Stimme hängt des weiteren von der Anzahl der Publikationen ab, natürlich am besten in Zeitschriften mit *peer review*. Nicht Fachkompetenz allein, sondern auch Position und Gruppenprozesse bestimmen wer Meinungsmacher, Mitläufer oder Außenseiter wird. Neue Erkenntnisse tun sich da manchmal schwer, sich gegen etablierte Lehrmeinungen durchzusetzen.

Letztendlich geht es um das Problem der Anbindung an die Wirklichkeit. Wenn man sich einem Wissenschaftsmechanismus wie der Vegetationskunde nähert, muss man sich fragen, inwieweit die darin

eingeschlossene Wissensgenerierung noch an der Wirklichkeit einen Prüfstein hat. Es muss gefragt werden, ob und wie Lehrmeinungen an Beobachtungen scheitern können¹.

KELLER (2003) zeigt am Beispiel einer pflanzensoziologischen Arbeit von Peter MEYER aus dem Jahre 1949, dass sowohl Gehalt als auch Erfolg von wissenschaftlichen Publikationen auch von subjektiven Gesichtspunkten und Beweggründen abhängig sind. Bis in die sechziger Jahre des letzten Jahrhunderts sah die Schweizer Pflanzensoziologie das Mittelland von 400 bis 600 m ü. M. als Domäne der Eichen an. Als MEYER (1949) eine Untersuchung mit dem Titel „Das *M a s t i g o b r y - e t o - P i c e e t u m a b i e t e t o s u m* im schweizerischen Mittelland und seine forstlich-waldbauliche Bedeutung“ veröffentlichte, wurde das von der etablierten Lehrmeinung als Affront aufgefasst: Ein Fichtenwald (*P i c e e t u m / P i c e e t a l i a*) in der Eichenwald-Stufe – einfach lächerlich! Meyers Publikation wurde ein Flop. Sie scheiterte am kollektiven kognitiven Widerstand. Dabei war Meyers Auffassung durch 30 Vegetationsaufnahmen gut untermauert. FREHNER (1963) beschrieb die Gesellschaft auf feuchten bis mäßig nassen, stark sauren Böden im Mittelland nur 14 Jahre später als „Eichen-Tannenwald“ (*Q u e r c o - A b i e t e t u m*). Obwohl die Eiche mengenmäßig nur eine kleine Rolle spielte, nahm er sie in den Namen mit auf, weil sie laut ihm die tief gelegenen Weißtannenwälder gut gegen die Weisstannenwälder der oberen Montanstufe abgrenzt. Dagegen wird die in den Beständen häufige Fichte aus dem Namen herausgehalten (Nomen est Omen!). Unter diesem Namen und systematisch eingeordnet in die Ordnung der *F a g e t a l i a* wurden die Fichten-Tannenwälder nun auch von der Lehre akzeptiert. KELLER (2003) analysierte die Vegetationsaufnahmen Meyers und Frehners und stellte fest, dass die systematische Einordnung in *P i c e e t u m / P i c e e t a l i a* und *A b i e t e t u m / F a g e t a l i a* jeweils berechtigt war. Aber weder lagen die Aufnahmen zeitlich so weit auseinander, dass Standortsveränderungen hätten durchschlagen können, noch können Unterschiede im räumlichen Muster oder in der Größe der Aufnahmeflächen die unterschiedlichen Vegetationsaufnahmeergebnisse erklären. KELLER (2003) stellt fest, dass sich die abweichenden Ergebnisse nur noch durch die Auswahl der Aufnahmeflächen erklären lassen. MEYER und FREHNER ließen sich von unterschiedlichen Bildern leiten. (Wir erinnern uns an GLAVAC' generalisierte Induktion). MEYER suchte Fichtenwälder und fand sie. FREHNER suchte Tannenwälder und fand sie. Meyer legte die Flächen so, dass *Blechnum* in 60% der Fälle auf der Fläche gefunden wird. Bei FREHNER kommt *Blechnum* nur in 23% der Fälle in den Aufnahmeflächen selbst vor und wenn, dann nur in Begleitung von *F a g i o n*- und *F a g e t a l i a*-Arten. Der hypothesengeleitete Blick hat sich also die ihm entsprechende Wirklichkeit geschaffen.

Kontinuität oder Brüche

Wenn wir das Bild des Pragmatismus mit seiner die Wahrheit definierenden Wissenschaftlergemeinschaft wieder aufnehmen, so ist klar, dass es natürlich auch Streitigkeiten zwischen Untergruppen geben könnten. Es könnten sich Subgemeinschaften oder „konkurrierende Schulen“ bilden². Dieser Fall tritt gar nicht so selten auf. In der Vegetationskunde ist ein Wettstreit zwischen zwei Paradigmen zu beobachten. Das eine wird vor allem im angelsächsischen Raum vertreten. Nach diesem sind Populationen das Ergebnis einer umweltbedingten Auslese von örtlich lebensfähigen Pflanzenarten. Eine höhere, über der Populationsebene gelegene Organisiertheit wird abgesprochen. Die Verbreitung ist also allein vom Standort abhängig. Kommen Pflanzen gemeinsam in einem Gebiet vor, so ist das Er-

¹ POPPER (2002) grenzt wissenschaftliche Allgemeinaussagen von nicht-wissenschaftlichen (z. B. metaphysischen) durch das Kriterium der Falsifizierbarkeit ab. Eine Allgemeinaussage muss durch Beobachtungen widerlegt werden können, damit sie wissenschaftlich genannt werden darf. Theorien gelten also nur bis auf weiteres. Sie sind solange wahr, bis sie widerlegt werden. Leider leiten und formen Theorien die Beobachtungen und können dadurch Widerlegungen vermeiden. Kontinuums- und Diskontinuumsannahme in der Vegetationskunde kommen mit je eigenem Methodenapparat daher und verunmöglichen innerhalb ihrer selbst widerlegenden Beobachtungen der jeweiligen Annahme. Deswegen muss man die Annahmen aber noch nicht als metaphysisch und nicht-wissenschaftlich im Sinne Poppers bezeichnen. Immerhin ist die jeweils andere Position von der widersprechenden Annahme heraus kritisierbar. Um das Widerlegungspotential auszuschöpfen brauchen wir also möglichst viele miteinander konkurrierende Annahmen oder Theorien. Aus diesem Grunde fordert FEYERABEND (1986) ja auch: „Anything goes!“

² Die Schulbildung war insbesondere innerhalb der Diskontinuum-Anhänger sehr ausgeprägt: TÜXEN-OBERDORFER (Westdeutschland; vgl. OBERDORFER 1970), SCAMONI-PASSARGE (Ostdeutschland, SCAMONI et al. 1965).

gebnis eine Überlappung der standortsbedingten Verbreitung. Die Struktur der Pflanzendecke ändert sich infolgedessen räumlich-kontinuierlich entlang eines Umweltgradienten. Im folgenden wird daher dieses Paradigma Kontinuumsannahme¹ genannt.

Dagegen wird in der kontinental-europäischen Vegetationskunde davon ausgegangen, dass über Wechselbeziehungen in der Vegetation höhere Organisationsformen entstehen. Dabei handelt es sich sozusagen um organische Einheiten, gekennzeichnet durch charakteristische Artenverbindungen, und nicht um zusammenhanglose Produkte der am Standort vorkommenden Pflanzenarten. Diese sind als Vegetationseinheiten erkennbar und gegeneinander abgrenzbar. Dieses Paradigma wird im weiteren als Diskontinuumsannahme bezeichnet.

Gibt es also sich selbst organisierende Vegetationseinheiten in der Wirklichkeit oder handelt es sich um durch menschliche Einheitenbildung herausgeschälte Schein-Gebilde? Sind Vegetationseinheiten subjektverursacht oder objektverursacht? Stammen sie vom Betrachter oder vom Betrachteten?

Die Antwort wird nicht einfach zu finden sein. Die Vertreter beider Annahmen können Beobachtungen anführen, die ihre Anschauungen stützen. Wieder zeigen sich die Auswirkungen der hypothesengeleiteten Wahrnehmung. Gäbe es im angelsächsischen Raum keine Wissenschaftlergemeinschaft mit anderem hypothesengeleiteten Blick, würde sich die Frage überhaupt nicht stellen und jeder Vegetationskundler sähe die Vegetation ganz klar in organismenähnliche Einheiten gegliedert. GLAVAC (1996) schreibt „Die Abgrenzbarkeit und Kartierbarkeit der Phytozönosen schienen dem mitteleuropäischen Vegetationskundler derart selbstverständlich, dass die Kontinuum/Diskontinuum-Problematik kaum untersucht wurde.“

Ein Vergleich von Theorien lässt sich jedenfalls nicht mehr unter die generalisierende Induktion subsumieren. Hier ist laut GLAVAC (1996) der Bereich der hypothetisch-deduktiven Methode erreicht. Sie schreitet vom Allgemeinen zum Besonderen. So werden aus einer Theorie Hypothesen abgeleitet. Diese Hypothesen wiederum können über Beobachtungen geprüft werden. In diesem Fall haben wir sogar zwei miteinander unvereinbare Grundannahmen und müssen um Klarheit zu schaffen eine davon falsifizieren, also widerlegen. Man muss sich folglich auf die Suche nach Beobachtungen machen, die mit der einen Annahme vereinbar, zugleich aber mit der anderen unvereinbar sind. Das wird schwierig, betrachtet man die Komplexität des Themas und die bereits oben erwähnte Unschärfe in der Empirie. Des weiteren verwenden die Vertreter beider Paradigmen unterschiedliche Methoden. Die Diskontinuumsvertreter arbeiten mit Klassifikationssystemen, die aus idealen Klassen bestehen. Allein schon aufgrund dieser Methode werden immer Vegetationseinheiten erkannt.

Die Kontinuumsvertreter dagegen arbeiten mit multivariaten statistischen Verfahren, die Eigenschaften in Relationen zu Einheiten bringen. Als Einheiten lässt das Paradigma z. B. Pflanzenarten zu, aber nicht die Vegetationseinheiten, deren Existenz ja erst bewiesen werden soll. Und selbst wenn man die eigentlich noch zu beweisenden Vegetationseinheiten zulässt und Korrelationen zu Standortfaktoren errechnet, ist nicht bewiesen, dass diese Einheiten organismisch, d. h. als sich selbst organisierende Gebilde, existieren. Ein Beispiel: Man könnte einen bestimmten Bereich der Karosserie eines Autos willkürlich auswählen und diesen mit Bodenbelägen in 2 m Entfernung korrelieren. Man würde wohl eine signifikante Korrelation mit Asphalt finden. Das beweist allerdings keinesfalls, dass dieser Karosseriebereich eine organismische Einheit darstellt. Selbst wenn man die Untersuchung auf viele Autos ausdehnt und überall den gleichen willkürlich herausgegriffenen Karosseriebereich nimmt und mit dem Asphalt korreliert, wird kein Beweis draus, dass dieser Bereich eben nicht willkürlich, sondern wirklich eine abgeschlossene Einheit bildet.

Der Ausdruck Kontinuumsannahme führt in die Irre, wenn man darunter versteht, dass es nur kontinuierliche Änderungen der Vegetationsdecke in der Landschaft geben kann. Selbstverständlich kann der menschliche Einfluss Diskontinuitäten schaffen. Man braucht nur den Übergang von Land zu Stadt oder landwirtschaftliche Kulturen betrachten. Des weiteren können sich auch von Natur aus standörtliche Verhältnisse abrupt ändern und entsprechend abrupt auf die Vegetation wirken und deren Zusammensetzung bestimmen. Ein Beispiel wäre ein Urgesteinsgebirge, das sich aus einer Kalkschotterebene erhebt. Die Frage ist vielmehr, ob auch bei graduellen Standortveränderungen sich dennoch Vegetationseinheiten herausbilden. Und ganz entscheidend: Es muss bei der Beantwortung

¹ Eine alternative Bezeichnung wäre Kontinuums- bzw. Diskontinuumshypothese gewesen. Da es sich dabei aber um mehr als um aus Theorien abgeleitete Hypothesen handelt, wurde die Bezeichnung „Annahme“ gewählt. Denn es sind im Grunde eher Blickwinkel und Herangehensweisen. Grundannahmen, welche die jeweilige wissenschaftliche Anschauung prägen, Paradigmen eben.

gewährleistet sein, dass diese Einheiten durch die objektive Wirklichkeit geschaffen sind und nicht über unseren einheitenbildenden Blick hineingelegt werden. Man kann das Problem am Farbenspektrum veranschaulichen. Elektromagnetische Wellen bestimmter Länge treffen auf unser Auge, werden dort in neuronale Signale umgewandelt, vom Gehirn verarbeitet und ergeben schließlich ein bestimmtes Farbempfinden. Obwohl vom Ultraviolett bis zum Infrarot das Wellenlängenspektrum kontinuierlich aufgebaut ist, bilden wir Einheiten: Wir unterscheiden Rot von Blau, Gelb von Grün usw. Woran erkennen wir also objektiv vorhandene Einheiten? Wie können wir verhindern, dass wir uns über ihr wirkliches Vorhandensein täuschen?

Organismen sind Einheiten, die objektiv in der Wirklichkeit existieren. Sie sind eindeutig abgegrenzt. Das liegt an der Selbstreferenz in ihrem Systemaufbau. Die Organe sind gegenseitig aufeinander bezogen und die Struktur dieser gegenseitigen Bezüge ist derart, dass sie das Funktionieren eines übergeordneten Ganzen ermöglicht. Die Überordnung ist nicht materiell, denn es ist nicht so, dass der Organismus über den Organen thront, sondern er besteht aus den Organen. Würden die Vegetationseinheiten solch selbstreferentielle Systeme bilden, könnte man ihr objektives Vorhandensein zeigen. Solche Vegetationseinheiten wären objektiv existierende Ökosysteme, die durch ihre Selbstreferenz von ihrer Umgebung abgegrenzt sind. Diese referentielle Geschlossenheit durch den Selbstbezug zeigt sich jedoch nicht. Wohlgemerkt, es geht nicht darum, völlig geschlossene Systeme zu finden. Selbstreferentielle Systeme sind zwar referentiell geschlossen, aber dennoch offen. Das System Pflanze ist z. B. offen, lässt Licht und Nährstoffe hinein und scheidet auch etwas aus, aber erst durch den inneren Selbstbezug wird es zu einer Einheit, die offen sein kann. Die referentielle Geschlossenheit ermöglicht erst die Offenheit, den Bezug einer Einheit nach außen. Betrachten wir einen Buchenwald der neben einem Fichtenwald steht, so sind beide nicht über jeweils innere Selbstreferenzen voneinander getrennt. Etwaige interne Referenzen zeigen sich genauso auch zwischen beiden Waldstücken.

GLAVAC (1996) nennt unter anderem folgenden Grund für die Plausibilität der Diskontinuumsannahme: Bestimmte Pflanzenarten nehmen aufgrund der Größe und Biomasse ihrer Individuen, man denke an Bäume, herausragende Stellungen in der Vegetation ein. Sie erschaffen durch ihre Größe einen Vegetationsraum mit Innenklima. Sie sind sozusagen die Säulen der Vegetation und werden daher Edifikatoren genannt (von lat. *aedificare* = bauen, erbauen). Aufgrund ihrer Biomasse dominieren sie zudem den chemischen Haushalt im Ökosystem.

Der Fichten- und der Buchenwald wären jeweils aus anderen Edifikatoren zusammengesetzt und der Vegetationsraum jeweils anders dominiert. Eine formale Abgrenzung, so wie ein Organismus abgrenzbar wäre, ist dennoch nicht möglich, denn das entscheidende ist die Selbstreferenz. Nur weil mein rechter Arm schwarz bemalt ist und der Rest des Körpers weiß, ist er keine selbstständige Einheit. Er ist nach wie vor in das selbstreferentielle System des Körpers eingebaut. Des Weiteren schafft auch die Dominanz von Edifikatoren keine Unabhängigkeit vom Verlauf des Standortgradienten. Die Verbreitung der Edifikatoren ist vom Standort abhängig. Sind andere Pflanzen an die Edifikatoren gebunden, so sind sie eben indirekt an den Standort gekoppelt oder anders gesagt die Edifikatoren sind Teil ihres Standorts und des für sie akzeptablen Umweltgradienten geworden.

Oben wurde das Verhältnis von Standort und Vegetation als eines bestimmt, in dem der Standort die Randbedingungen für die Selbstorganisation und Selbstverursachung der Vegetation abgibt. Die Selbstorganisation und Selbstverursachung findet aber auf der Ebene der Einzelpflanze und vielleicht noch auf der Ebene der Biosphäre statt. Es sind jedoch keine selbstorganisierende Einheiten dazwischen vorhanden, sondern nur solche, die durch anderweitige, beobachterlastige Einheitenbildung ausgeschlossen werden. Diese Beobachterlastigkeit bleibt allerdings nicht unreguliert, sondern beruht auf einem breiten Konsens der Wissenschaftler, zumindest auf dem europäischen Kontinent, und damit auf Intersubjektivität¹.

¹ Ein Vergleich mit der Bodensystematik ist hier besonders interessant: Böden sind ebenfalls hochgradig multivariate Objekte. Hier gibt es Kommissionen, die per Übereinkunft ein Ordnungssystem beschließen.

Die Feststellung, dass die Einheiten aufgrund von Konventionen der Wissenschaft in die Wirklichkeit hinein gesehen werden, aber nicht aufgrund einer internen Selbstreferenz real als solche beobachtbar unabhängig existieren, tut der Nützlichkeit der Einheitenbildung keinen Abbruch¹. Sie macht schließlich die Komplexität der Natur fassbar und dient als Grundlage für einen naturnäheren Waldbau. Sie dient unserer Orientierung und einem angepassteren Umgang mit der Natur. Komplexität fassbar machen, bedeutet immer Komplexität zu reduzieren. Wichtig ist es, die Komplexitätsreduktion immer wieder zu überprüfen und auf ihre Tauglichkeit beim Erfassen der Realität zu überprüfen. Gerade die klassifizierende Vegetationskunde als ‚platonische‘ Wissenschaft, die die Wirklichkeit durch die Brille idealer Klassen sieht, muss wachsam bleiben, damit die Wirklichkeit Prüfstein dieser Brille bleibt. Sonst könnten umgekehrt angenommene ideale Gebilde, wie die potentiell natürliche Vegetation, eine Natur erscheinen lassen, die in Wirklichkeit nicht so ist.

Literatur

- BRUNER, J. S., POSTMAN, L. (1951): An approach to social perception. In: DENNIS, W., LIPPITT, R. (Hrsg.): Current trends in social psychology. University of Pittsburgh Press, Pittsburgh: 71–118.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie, Darmstadt: 241 S.
- EWALD, J. (2003): A critique for phytosociology. *Journal of Vegetation Science* **14**: 291-296.
- EWALD, J., REUTHER, M., NECHWATAL, J., LANG, K. (2000): Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des bayerischen Alpenraumes. Materialien 155, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München
- FEYERABEND, P. (1986): Wider den Methodenzwang. Suhrkamp Taschenbuch Wissenschaft Nr. 597, Suhrkamp Verlag: 423 S.
- FREHNER, H. K. (1963): Waldgesellschaften im westlichen Aargauer Mittelland. *Beitr. Geobotanischer Landesaufnahmen Schweiz* **44**: 96 S.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden. G. Fischer, Jena: 358 S.
- KELLER, W. (2003): Ist der Erfolg wissenschaftlicher Arbeiten von Lehrmeinungen abhängig? Der Peitschenmoos-Fichten-Tannenwald im Spannungsfeld von Projektion, Akzeptanz und Verdrängung. *Informationsblatt Forschungsbereich Landschaft* 58, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL: 2-5
- MEYER, P. (1949): Das Mastigobryeto-Piceetum abietetosum im schweizerischen Mittelland und seine forstlich-waldbauliche Bedeutung. *Vegetatio* **1**: 203-216.
- OBERDORFER E. (1970): Die pflanzensoziologischen Kriterien von Waldgesellschaften und deren Ordnungssystem. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **141**: 1-5.
- POPPER, K. (2002): Logik der Forschung. 10. Auflage (Jubiläumsausgabe), Mohr, Siebeck: 481 S.
- SCAMONI, A. PASSARGE, H., HOFFMANN, G. (1965): Grundlagen zu einer objektiven Systematik der Pflanzengesellschaften *Feddes Repert. Beih.* **142**: 117-132.

submitted: 10.01.2005
 reviewed: 03.02.2005
 accepted: 09.03.2005

Autorenanschrift:

Günter Dobler

Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft,
 Am Hochanger 11, 85354 Freising,
 e-mail: dob@lwf.uni-muenchen.de

¹ Vor- und Nachteile beider Paradigmen abwägend, plädiert EWALD (2003) daher für ein Zusammenführen der Sichtweisen der anglo-amerikanischen Pflanzenökologie, welche die Kontinuumsannahme vertritt und der zentraleuropäischen Pflanzensoziologie, die der Diskontinuumsannahme anhängt, in einer modernen Wissenschaft des gemeinsamen Auftretens von Pflanzenarten.

Fir-dominated forests in Bavaria, Germany

Helge W a l e n t o w s k i, Michael F i s c h e r, Rudolf S e i t z

Abstract

The map of "Regional natural forest composition by main tree species" ([WALENTOWSKI et al. 2001](#)) depicts Bavaria as a region largely predominated by the European beech (*Fagus sylvatica*). Analyses of climatope, hygrototope and trophotope of fir-dominated regional natural units make evident that the reasons for the preponderance of the European silver fir (*Abies alba*) are edaphic. In terms of regeneration vigour, growth and yield the fir particularly dominates in habitats with a combination of humus cover, acid-oligotrophic topsoils and clayey or waterlogged subsoils, where the beech usually exhibits stunted and malformed growth forms. This ecological preference has the effect that Bavarian *Abies alba*-forests are restricted to small patches within a matrix of potential natural vegetation formed by mixed deciduous-coniferous mountain forests. Within European Natura 2000 areas *Abies*-forests should be recorded carefully as special habitats. Their transitional character between temperate beech forests (habitat type 9130) and boreal spruce forests (habitat type 9410), the ecological preference of *Abies alba* as an endangered tree species and their sensitivity against environmental stressors, including changes in forest structure, air quality, and climate, make them important objects for nature conservation.

Introduction

Forest sites naturally dominated by European silver fir (*Abies alba*) cover about 58.000 ha¹⁾ in Bavaria (= 2 % of the forest area), mainly in the eastern mountain ranges, the Alps and the Alpine foothills. From an evolutionary point of view, *Abies alba* forest associations are mainly characterized by species of ancient primitive plant groups, which are weak competitors under the current climatic conditions in Europe. The tree layer is dominated by wind pollinated conifers of the genera *Abies*, *Picea* and *Pinus*. Broadleaved trees (like *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* or *Betula pendula*, *B. pubescens*) occur as understorey or subdominant species. The most frequent and dominant dicotyledonous plant in the ground layer is the dwarf shrub *Vaccinium myrtillus*. Many bryophytes and pteridophytes cover the forest floor. In phytosociological terms *Abies alba* forests show a transitional character between beech- and spruce-forests (WALENTOWSKI 1998, EWALD 2004). Despite their transitional floristic composition (temperate and circumboreal species intermingle in varying degrees), *Abies alba* forests have been labelled as distinct community groups by a variety of authors (HORVAT 1962, LINGG 1986, OBERDORFER 1992, GAFTA 1994, MUCINA et al. 1993, ELLENBERG 1996, and others). The present investigation had the following goals:

- The presentation of a regionalized phytosociological classification for the whole of Bavaria (regional scale),
- investigation of the role of *Abies alba* forests in a Bavarian Natura 2000 area (case study, local scale),
- the definition of concrete and regionally explicit conservation objectives for *Abies alba* forests.

Additionally the results are supposed to be a reference for

- potential distribution modelling,
- identification of actual stands by remote sensing.

A study dealing with this problem is presented by [FÖRSTER et al. \(2005\)](#).

Material and Methods

Presampling. To begin with, regions with potential occurrence of natural forests with *Abies alba* as a dominant or co-dominated tree species were pre-selected by reviewing all available sources of information, e.g. on forest ecology (SEIBERT 1968, FOERST & KREUTZER 1978, SEITSCHEK 1978), phytosociology (OBERDORFER 1992) and phytogeography (SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990).

¹⁾ Databank informations from the national forest inventory (DEPT. OF FOREST SITE AND ENVIRONMENT).

Sampling. Pollen-analytical data for the earlier subatlantic period (defined as the post-glacial maximum of *Fagus sylvatica* pollen) were compiled from published diagrams. Fir-dominated stands within the pre-selected regions were sampled according to the method of BRAUN-BLANQUET (1964). Field work was conducted between May and October 1993 to 1996 (328 relevés), complemented by 5 relevés from Taubenberg made in October 2004. Within each 200 – 250 m² plot, presence and cover (classes +, 1, 2, 3, 4, 5) of all ground-plant species were recorded. Forest sites were described based on drillings with a 1 m PÜRCKHAUER auger, as well as on literature on soil conditions and local climate. 68 relevés were extracted from the literature (SEIBERT & PFADENHAUER n.p., FELDNER 1978, GÖTZ & RIEGEL 1989, EWALD & FISCHER 1993, TÜRK 1993, WINTERHOLLER 1990, AUGUSTIN 1991), thus obtaining a dataset representative of the regions and environmental situations in which *Abies alba* forests occur.

Data analysis. Average proportions of pollen of *Abies*, *Fagus*, *Picea* and *Pinus* were calculated for the selected forest regions based on GULDER (2001). 396 relevés were sorted subjectively following recommendations by KREEB (1983), DIERSSEN (1990) and DIERSCHKE (1994), resulting in a synthetical constancy table. Data were handled using BSVEG software (STORCH 1985, version from July 1998), also allowing computation of community properties – means for columns in the constancy tables are presented throughout - like species number, similarity (CZEKANOWSKI 1909 in GOODALL 1973), species diversity (SHANNON 1948, 1976) and evenness (HAEUPLER 1982), uniformity (DAHL 1960) and homotony (TÜXEN 1977).

Average ELLENBERG-indicator values (ELLENBERG et al. 1991) for light (L), temperature (T), continentality (K), moisture (F), acidity (R), and macronutrient availability (N) were weighted by species cover. R and N were combined in their product (humus value, REGISTER 1981). Ecological plant indicator groups are mentioned following WALENTOWSKI et al. (2004). Structural measures (vertical structure, life form spectra) are presented at association level.

For the Taubenberg case study (18 relevés), detrended correspondence analysis (DCA, HILL & GAUCH 1980, detrending by 30 segments) was performed to extract main gradients of floristic composition using PC-Ord software (MC CUNE & MEFFORD 1998).

The terminology of site ecology refers to GREEN et al. (1984), SCHROEDER (1984) and AK STANDORTSKARTIERUNG (1996).

Regions in Bavaria with natural pre-dominance of fir

Pollen records suggest that mixed coniferous forests of *Abies* and *Picea* forests became prominent around 4,700 – 2,600 years BC (FIRBAS 1949, LANG 1955, KRAL 1979, STALLING 1987, KNIPPING 1989). *Abies* gained predominance and persisted through the optimum of *Fagus* in intramontane basins of North-eastern Bavaria (NE) and along the Western foothills of the Alps (SW; Fig. 1).

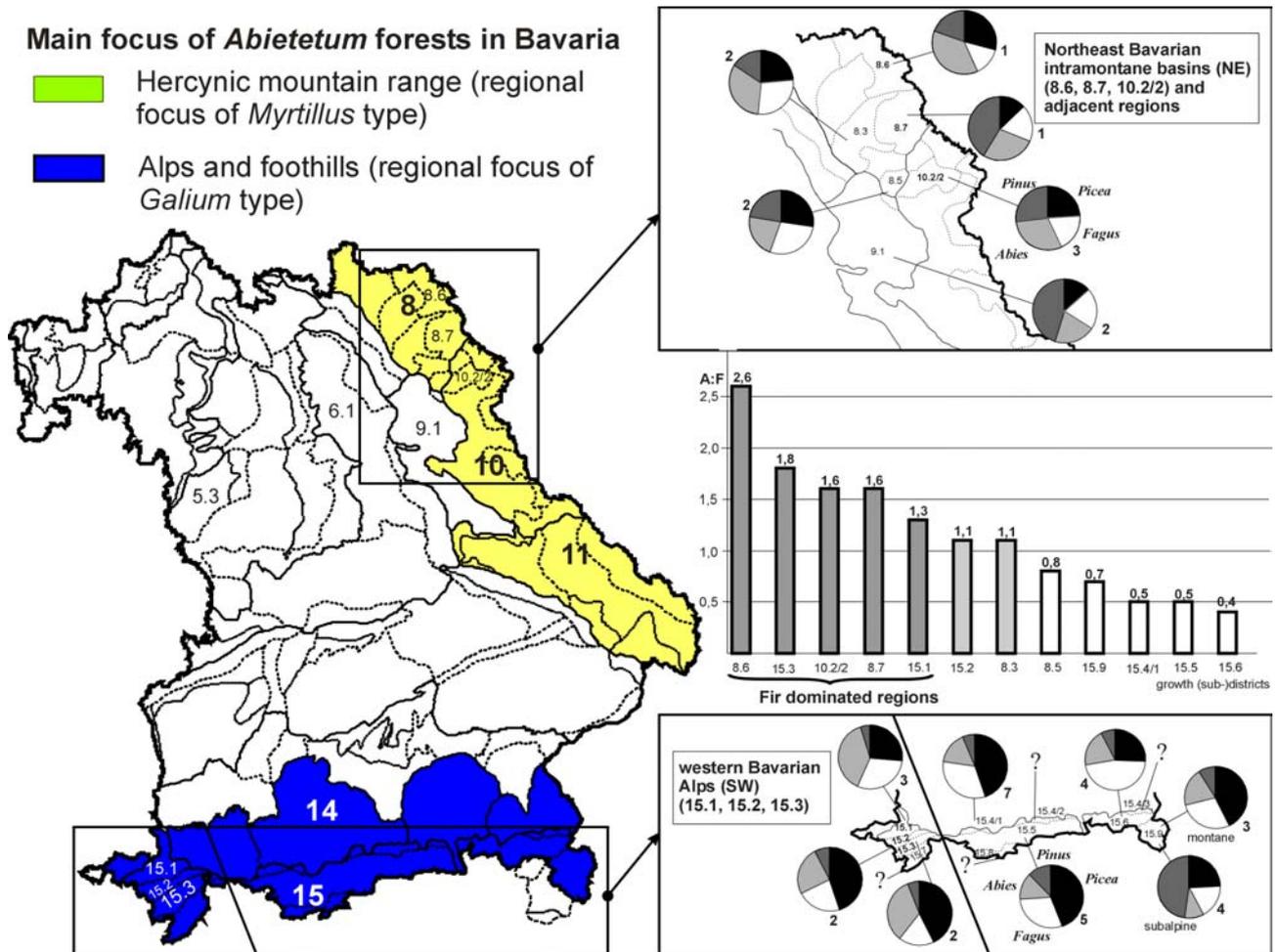


Fig. 1: Regions with *Abies alba*-forests in Bavaria (forest regions based on GULDER 2001). Inset maps show mean proportions of pollen during the early subatlantic (zone IX, ca. 2.000 years B.P.) number next to the pie diagrams shows the number of pollen archives per region. The histogram shows the regional *Abies* to *Fagus* ratio .

Edaphically, both regions with natural fir dominance are known for the widespread occurrence of particular soils:

In Northeastern Bavaria (regions 8.6, 8.7, 10.2.2) acid-oligotrophic two-layer-soils (fine sandy-silty cover overlying silty-loamy or loamy-clayey horizons) with podzolized topsoils and waterlogged subsoils (Podzol-Pseudogley) are widespread on palaeozoic slates, phyllites, mica schists and on tertiary layers.

In the Western foothills of the Alps (regions 15.1, 15.2 and 15.3) the Helvetikum, Flysch and Molasse geologic formations consist of alternating layers of marls, sandstones and conglomerats providing slopes prone to landslides, interspersed with rocky outcrops. Especially on flat slopes with silty-clayey subsoil horizons, transition types between Pseudogley and Pelosol are developed. Sites with medium to high nutrient content, often calcareous, predominate.

Climatically, Northeast Bavaria can be characterized as "subboreal" with cold winters (average in January: -3 to -4°C, severe frosts) and rather low precipitation (750 – 850 mm / year) due to location in the lee of mountains. The Western foothills of the Alps have a "prealpine" climate with high precipitation (1,400 – 1,900 mm / year), a pronounced peak of rainfall in summer (July and August), high air humidity and frequent cloud and fog cover.

Diversity of Fir-dominated forest types

According to palynological evidence, fir-dominated forests were naturally restricted to areas with special edaphic habitats and subboreal or prealpine mesoclimatic conditions (Fig. 1). Conifers have gained dominance in *Abietetum* forests because they are able to withstand extremes of cold, heat, drought or waterlogging. Topsoils under *Abietetum* ecosystems tend to accumulate organic horizons, since site conditions reduce the activity of microorganisms and conifer needles and dwarf shrubs produce poorly digestible litter. Natural *Abies alba* forests are important reservoirs of biodiversity. Based on the classification of OBERDORFER (1950, 1957, 1962, 1992) for South Germany two groups of communities are distinguished:

- The *Myrtillus* type communities belong to the *Piceion abietis* alliance, in the class of evergreen boreal conifer-forests (*Vaccinio-Piceetea*). According to the EU Habitats Directive (Directive 92/43/EEC) these are “94 - Temperate mountainous coniferous forests” of type “9410 - Acidophilous *Picea* forests of the montane to alpine levels (*Vaccinio-Piceetea*)”.
- The *Galium* type communities with higher occurrence of beech and its companion plant species can be assigned to the alliance of mixed beech-forests (*Fagion sylvaticae*, class *Quercio-Fagetea*). The Habitats Directive allocates them to “91 - Forests of temperate Europe”, subtype “9130 - *Asperulo-Fagetum* beech forests”.

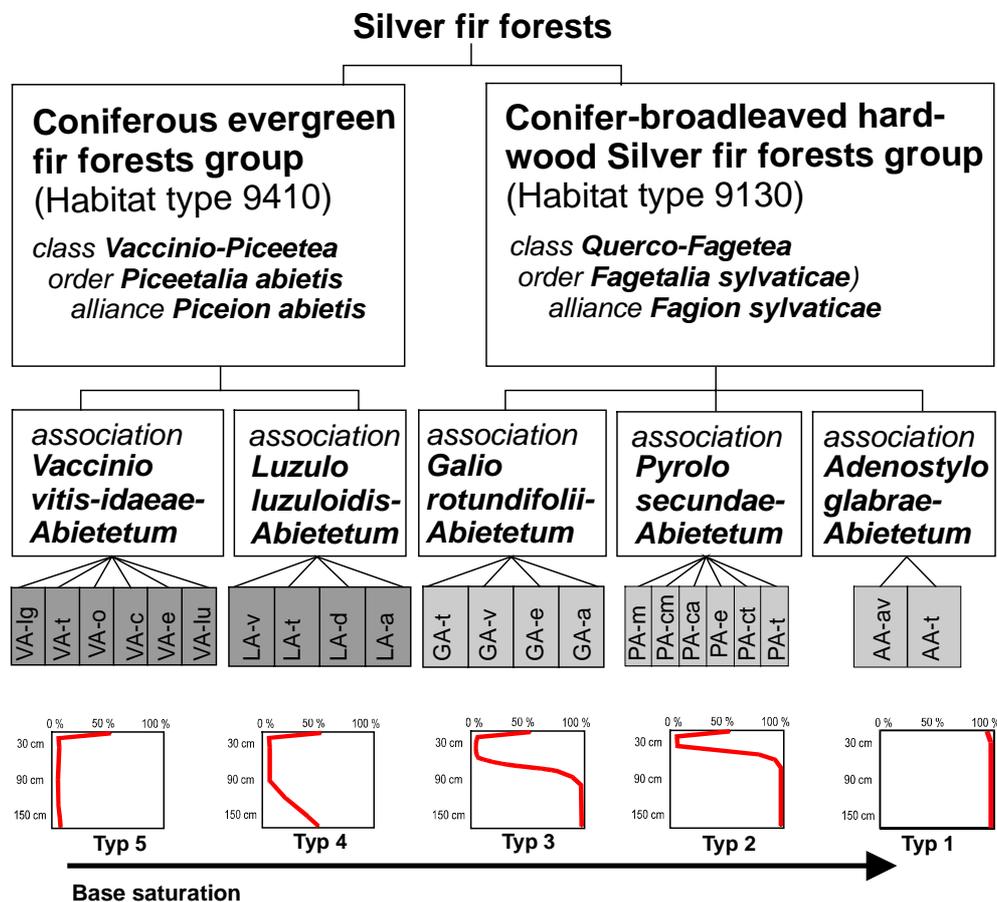


Fig. 2: Synsystematical classification of the bavarian silver fir forests. The subdivision of the five *Abietetum*-associations into subassociations is presented in appendices 1 and 2.

In Fig. 3 community types and their subassociations are arranged in an ecogram of water- and soil nutrient regime/humus forms based on ELLENBERG-values. Details of the classification, symmorphological and environmental characteristics of the subassociations are presented in appendices 1 and 2.

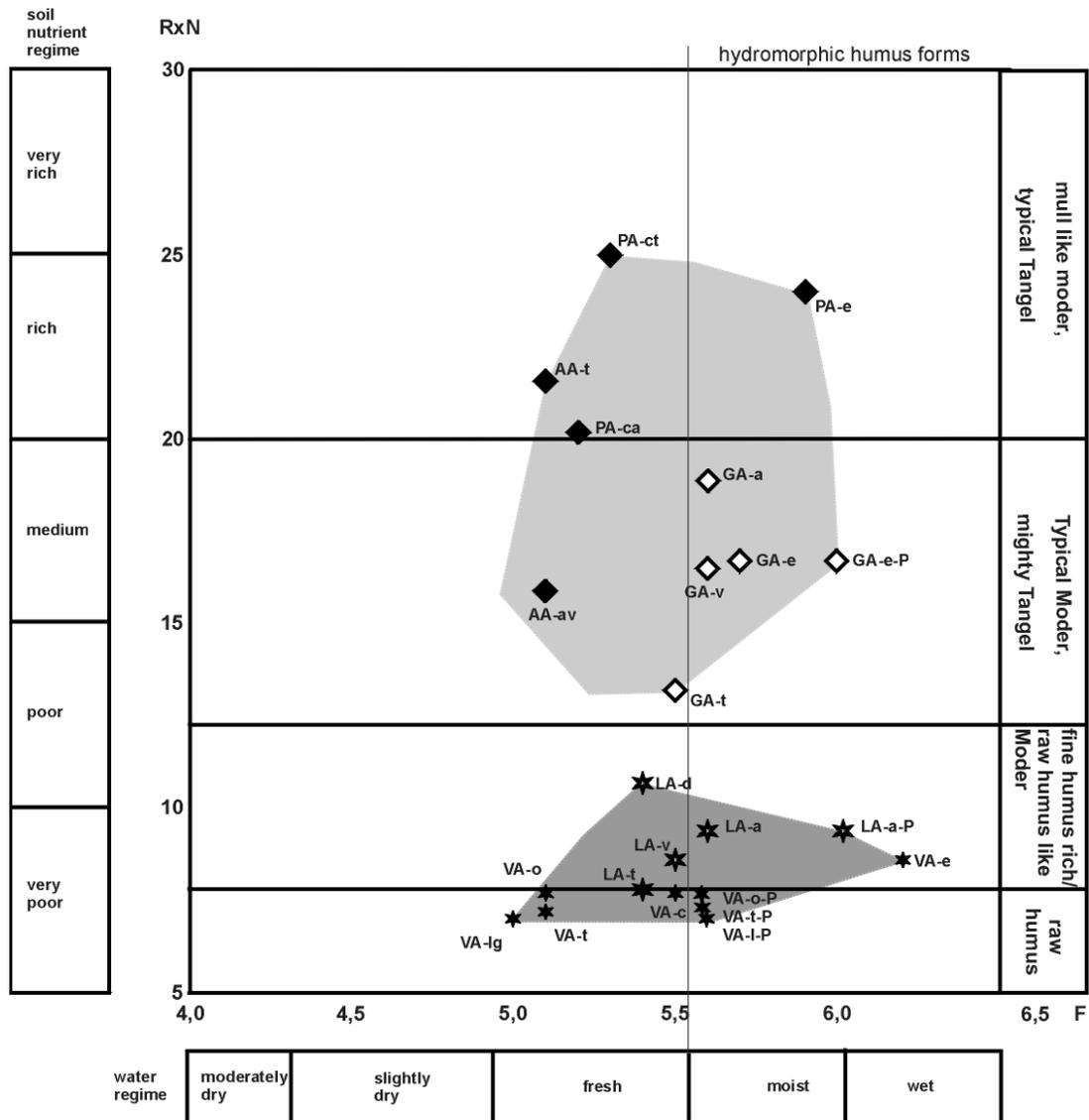


Fig. 3: Ecogram ordination along the gradients of moisture, nutrient availability and humus forms based on average ELLENBERG-values (F: moisture, RxN: humus value, REGISTER 1981) of the subtypes (at least 4 relevés).

Myrtillus type communities (Habitat type 9410) are highlighted by dark shading, Galium type communities (Habitat type 9130) by light grey. For subassociations see appendices 1 and 2. Developments dominated by *Sphagnum* sp. are marked by the letter "P" (e.g. GA-e-P = *Galio-Abietetum equisetetosum*, variant with peatmosses).

Myrtillus type (annex I habitat type 9410):

The acidophytic community group consists of two associations.

The *Vaccinio-Abietetum* (VA) is a spruce-fir-pine forest and thrives on podzolic soils with low base saturation prevailing throughout the entire soil profile. The activity of soil organisms is drastically reduced not only by unfavourable soil chemistry, but also by cyclic changes between waterlogging (oxygen deficiency) and drought. The consequence is an accumulation of very acid and poorly decomposed humus cover (raw humus/Rohhumus, peaty humus/Anmoor). The potential area of this community in Bavaria is estimated at 24,500 ha. Typical species are *Leucobryum glaucum*, *Vaccinium vitis-idaea* and other species of the *Leucobryum*-, Lichen- and *Molinia*-groups. *Sphagnum* sp. indicate long waterlogging.

The *Luzulo-Abietetum* (LA) is a pure spruce-fir forest. It is restricted to conditions with ample water supply (very fresh to moist sites). Its characteristic species combination (CSC, BRAUN-BLANQUET 1964) is adapted to cool-humid conditions, tolerating no drought during the vegetation period. As biological activity is not reduced by desiccation, there is no raw humus accumulation. The prevailing

humus form is mor ('Moder'). The potential area of this type is estimated at about 9,000 ha. Besides indicator plants for fresh mors (species of *Blechnum*-group like *Luzula sylvatica*, *Thelypteris limbosperma* and *Blechnum spicant*) some 'moder' - indicators like *Luzula luzuloides* occur.

Galium type (annex I habitat type 9130):

Plant species demanding a sufficient nutrient supply cover the forest floor of the species-rich *Galium* type fir-spruce forests (habitat type 9130), e.g. *Carex sylvatica* and *Galium odoratum* (indicator species for mull like moder to F-mull). Three associations can be distinguished:

The *Galio - Abietetum* (GA) is a fir-spruce-beech forest with ca. 10 % beech in the canopy. Considering the moisture gradient it occurs on the same sites as the *Luzulo - Abietetum*, its CSC however demanding better nutrient supply in the rooting zone and more favourable humus forms (moder). Frequent species are *Galium rotundifolium* and *Equisetum sylvaticum* - the latter an indicator of moving ground water within the rooting zone. Potential area of this type in Bavaria is estimated at 17,500 ha.

The *Pyrolo - Abietetum* (PA) is a fir-spruce forest with participation of deciduous trees, esp. *Acer pseudoplatanus*. The type is mostly limited to highly base-saturated soils with mull-like moder humus. Typical species depend on very rich trophotopes (e.g. *Mercurialis perennis*). However, frequent indicators of free carbonate (e.g. *Carex alba*, *Epipactis atrorubens*) are typical for sites with moderate N-supply (EWALD 1999). In warm regions, character species like *Melica nutans*, *Pyrola secunda* and *Melampyrum sylvaticum* can even occur on podzolic soils with rather low pH. The type has the highest plant species diversity and provides habitats for many endangered species.

The *Adenostylo glabrae - Abietetum* (AA) shows a similar floristic composition and could be regarded as a subtype of PA (WALENTOWSKI 1998, HÄRDTLE et al. 2004). It is restricted to the Limestone Alps. Sites are extremely localized in the montane belt and on humus-carbonate soils (O-C profile) with strong accumulation of organic matter (on crests, scree fans and rocky places). The estimated potential area of types PA and AA is 6,500 ha.

Diversity of species and functional groups

We found high evenness (0.6 to 0.8) in all *Abietetum* communities, meaning that mono-dominant stands are rare. Species diversity (SHANNON'S H') depends on nutrient levels: H' x 100 reaches only 90 – 100 in the *Myrtillus* type, but 105 – 140 in the *Galium* type communities.

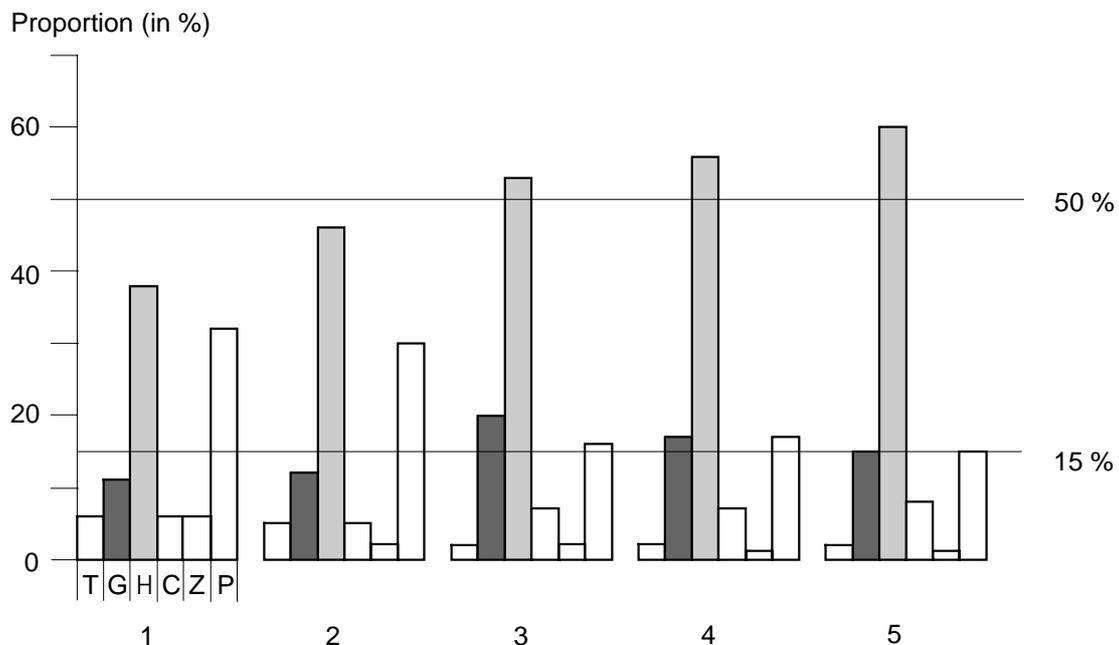


Fig. 4: Life form spectra. **1** = *Vaccinio - Abietetum*, **2** = *Luzulo - Abietetum*, **3** = *Pyrolo-* (incl. *Adenostylo glabrae*-) *Abietetum*, **4** = *Galio - Abietetum*, **5** = *Aceri - Fagetum* (relevés from Black Forest; OBERDORFER 1957). Life form types (RAUNKIAER 1934, ELLENBERG et al. 1991): T = therophytes, G = geophytes, H = hemicryptophytes, C = chamaephytes, Z = dwarf shrubs, P = phanerophytes.

A b i e t u m forests offer niches for a wide variety of life forms, reflecting a large variety of microhabitats (Fig. 4). The proportions of hemicryptophytes and geophytes are low in the species-poor *Myrtillus* type communities ($p_{hem} < 50\%$, $p_{geo} < 15\%$). In contrast, the ground vegetation of the *Galium* type communities is dominated by hemicryptophytes and geophytes. Thus, not only species richness but also the expansion of herbs in the ground layer closely depends on the soil nutrient regime. The herbal flora includes species known as indicators of ancient forests (e.g. *Lamium galeobdolon*, *Galium odoratum* and *Paris quadrifolia*; WULF 1997), characterized by short-distance dispersal strategy, low diaspore production and poor ability to colonize new forests stands.

Finally mosses and lichens make a remarkable contribution to the biodiversity of the A b i e t u m forests. Permanently moist humus layers promote the diversity of ground-dwelling bryophytes.

Besides these forest floor habitats represented in vegetation relevés, micro-structures like rock outcrops, stumps, windfall pits and downed logs provide habitats for cryptogams. While humid regions support hygrophilous peatmosses and liverworts, the drier subboreal regions are richer in lichens like *Cetraria* or *Cladonia*. Stems and branches of living trees and snags are habitats of acidophytic lichen communities, including old-growth indicators as *Arthronia leucopellea*, *Cetraria laureri* and *Lecanactis abietina*.

Structure and dynamics

Structural complexity and dynamics of forest canopies are of fundamental importance to the spatial and temporal heterogeneity in understorey vegetation, regeneration mosaics and microclimatic variation (NORMAN & CAMPBELL 1989, SONG et al. 1997). Physiognomically, the *Myrtillus* type communities are coniferous forests, the *Galium* type communities conifer-broadleaved forests. According to our results and to the investigations of LEIBUNDGUT (1982) we assume, that spatial structures of fir-dominated virgin forests are vertically multi-structured and horizontally clumped, caused by extreme edaphic conditions and diverse micropatterns (EWALD 1999). On rocky soils and on wet sites with distinctive concave and convex microsite patterns ("pit-and-mound topography", ULANOVA 2000), rejuvenation takes place in a spatial cluster and temporal pulses.

Some A b i e t u m stands in Bavaria show old growth characteristics: Trees aged >200 years, very large overstorey trees (3 – 6 trees > 100 cm DBH), multi-layer stands with rather low densities. The upper tree layer (T1) of old growth stands had 106 – 152 trees per hectare (predominated by fir and spruce) and a highly variable understory of seedlings, saplings, and shrubs. Little evidence of human disturbance was present in oldgrowth stands. *Abies alba* can reach a remarkable age (400 - 500 years), mostly dying back slowly in upright position and finally decaying in the form of standing, dead snags. The spruce often does not reach its physically possible age of 300 - 400 years. On natural habitats of A b i e t u m stands, the shallow-rooted spruce is especially vulnerable to windthrow, frequently responsible for gaps in the forest canopy, and it is responsible for most of the existing treefalls.

The lower forest strata usually are well developed in *Abies alba* forests. As a shade-tolerant climax tree, *Abies alba* is able to rejuvenate under dense canopies, tolerating long suppression periods. In the second tree and shrub layers we can also find higher proportions of beech (reaching 200 – 300 years in A b i e t u m forests). The significance of the spruce is rather low in the lower strata, due to reduced rejuvenation. It is often limited to decaying downed logs ("Rannen") and canopy gaps. Likewise, light-demanding pioneer trees (e.g. sycamore, European larch, Scotch pine, birches) show low abundance. Such seral species can only germinate and establish locally on standing root plates, bare mineral soil etc. in large scale canopy gaps (e.g. caused by large windstorm damages and attacks by woodboring insects like *Ips typographus* following dry years). Among the pioneer trees, the long-lived pine can persist in fir-dominated forests, but is mostly restricted to very poor, waterlogged sites under leeward climate.

Stable, multi-layered structures and continuous rejuvenation under the canopy of old stands guarantee both a mitigation of climatic extremes (heat, frost, radiation, drought) as well as reduced damages by wind and snow-break.

Secondary stands of A b i e t u m forests

The accumulation of poor organic layers is a prerequisite for the "characteristic species combination" (BRAUN-BLANQUET 1964) of all A b i e t u m-associations in the phytosociological sense. Under natural conditions, suitable humus forms originate from extreme environmental conditions (e.g. waterlogged subsoils in combination with oligotrophic topsoils). However, secondary mor- and raw

humus forms were created artificially by various human activities: Due to the higher market value of conifers, beech was often eliminated for economic reasons. Certain single tree selection systems ("Plenterwald") favoured *Abies* over centuries. Litter raking and other forms of biomass export have led to nutrient depletion and regressive succession, which could result in an exclusion of beech and other deciduous trees. On the other hand, *Abies* forests have not been planted in recent times. Due to its frost susceptibility, *Abies alba* was never cultivated in the open, but naturally regenerated under canopy. Therefore, even secondary stands of *Abies alba* are considered as relatively natural communities and often indicate ancient forests with long habitat traditions, in which the continuous appearance of old-growth-trees has never been interrupted.

Taubenberg case study

The Taubenberg is situated ca. 15 km north of the Alps close to Miesbach /Upper Bavaria and covers an area of approx. 1,600 ha. Like the back of a whale the Taubenberg rises up above the surroundings. The altitude ranges from 620 to 896 m ASL. The hill is built from an alluvial fan of the "Obere Süßwassermolasse" (upper tertiary epoch). The basic material was deposited 10 – 15 million years ago, when the rivers transported debris from the raising Alps to the foothills and heaped up massive deltas. The unconsolidated fluvial sediments were transformed to conglomerates by diagenesis (dehydration, mechanical pressure, cementation by carbonates etc.). The distinctive meso-relief, as visible in Fig. 6 (page 78), is caused by soft clay marls lying in between the hard conglomeratic banks, visible in spring horizons and slope slides. The impervious clay prevents a rapid infiltration of the rainfall, so the large surface flow has created gully erosion and ravines. The foot of the hill and the surroundings are covered by old glacial moraines and river terraces of the Riss era. Mean annual precipitation is around 1,500 mm (800 mm from Mai to September), mean annual temperature ranges at 6.2 to 7.6°C. Main wind directions are southwest to west and northeast. The area has recently been classified as protection area according to the Habitats and the Birds Directives of the European Union (Natura 2000 area 8136-302).

The Taubenberg region is an important drinking water reserve of the city of Munich which owns around two thirds of the area. With respect to the water protection function, forest management attempts to emulate natural processes. Clear-cutting is avoided. Large areas are in transition from monotonous spruce stands to mixed mountain forests of spruce, fir and beech. In many of these transitional stands *Abies alba* participates substantially in stand regeneration.

With regard to β -diversity of *Abies*-forests the Taubenberg is of outstanding importance, not only for the "Alpine foothills" (nature unit D 66), but for the whole "continental biogeographic region". A nutrient gradient from very poor to rich soils effects a remarkable species turnover within Silver fir forests on the local scale. Four different Silver-fir associations were recorded (Fig. 5; Tab. 3 attached). Of special relevance is the most extensive occurrence of *Myrtillus* type spruce-fir-forests within the Bavarian Alpine foothills. They correspond to the spruce-fir-forests of the Swiss midland (*Mastigobryetum* – *Piceetum abietetosum* MEYER 1949, *Quercus-Abietetum* FREHNER 1963, *Bazanio-Abietetum* ELLENBERG & KLÖTZLI 1972, summarized by KELLER 2003).

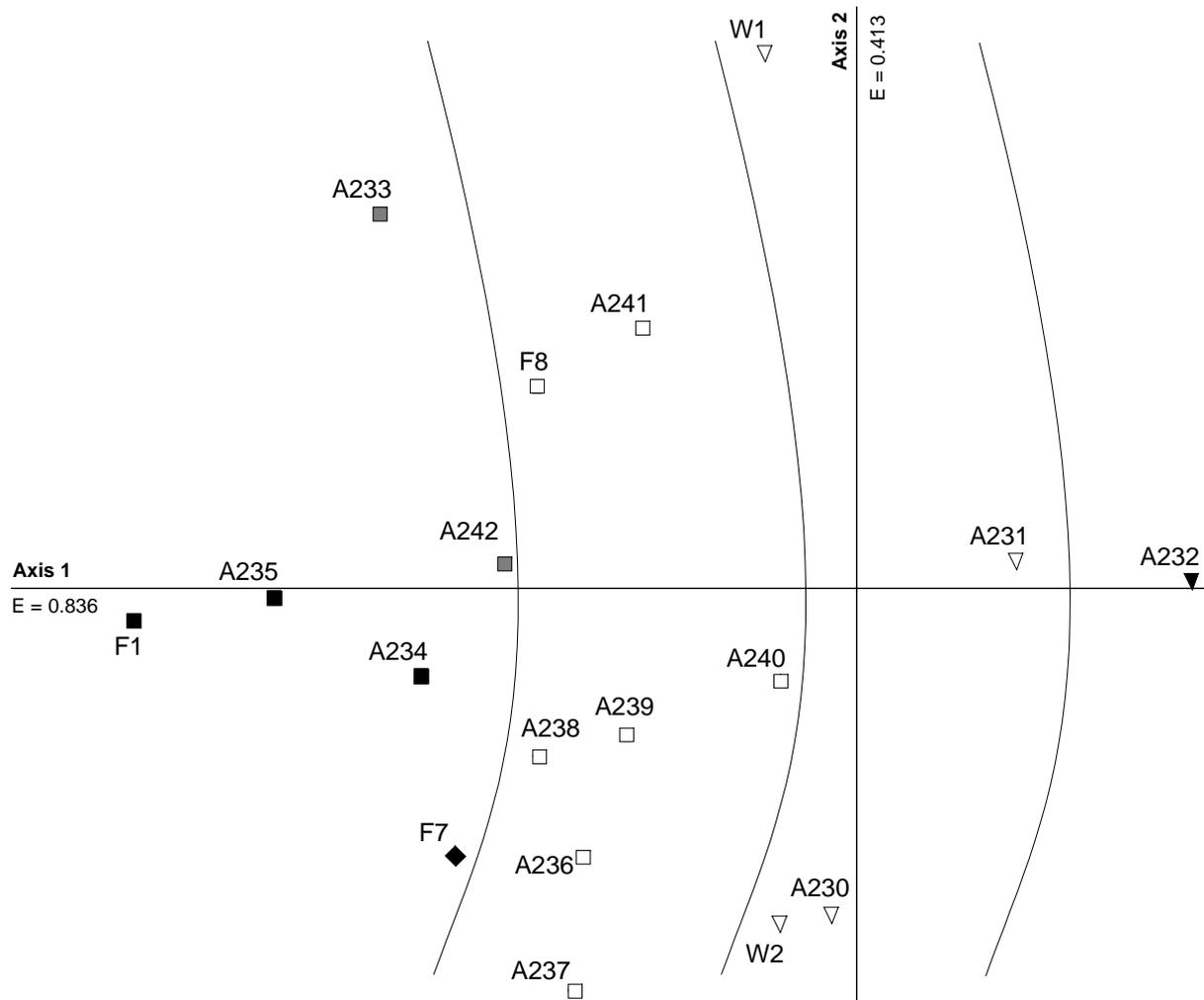


Fig. 5: DCA-diagram of the relevés from Taubenberg (FFH-area 8136-302), based on 18 relevés and 111 plant species.

Rhombic symbol: F7: *Leucobryo-Pinetum molinietosum*. Quadratic symbols: Myrtillus type (A234, A235, F1: *Vaccinio vitis-idaeae-Abietetum*; A233, A242: *Luzulo-Abietetum vaccinietosum*, typical variant, A236 – A241, F8: *Luzulo-Abietetum vaccinietosum*, *Carex pilulifera*-variant). Triangular symbols: *Galium* type (A230, A231, W1, W2: *Galio-Abietetum*, A232: *Pyrolo-Abietetum equisetetosum*).

At the Taubenberg, fir forests are represented both as primary forests and as semi-natural anthropogenic stands, replacing mixed mountain “*Fagetum*” forests (Table 1).

We identified waterlogged soils (e.g. “Schwarzer Berg”, Fig. 6) and moist, cold and shady strips along creeks (e.g. “Dorfbach” in the western part of the Taubenberg area) as the primary habitats, where fir forms the natural edaphic climax. Secondary stands of fir (first grade substitute communities) can mainly be found on emaciated crests, ridges and forest verges. These locations – mainly developed along the western slope of the Taubenberg exposed to the prevailing winds – present unfavourable conditions with regard to

- humus properties (biomass export by wind-blown litter; reduced activity of soil organisms),
- chemical properties (acidification of the topsoils and impoverishment of nutrients),
- drought (phases of desiccation by wind),
- soil structure (reduced infiltration because of lacking large pores like earthworm channels).

Under these deteriorated soil conditions, deciduous trees have problems to regenerate. Soils originate from tertiary layers of the “Obere Süßwassermolasse” and around the foot of the hill from old moraine (Riss-glacial; Table 1).

Tab. 1: Soil map units (according to GROTTENTHALER 1985) and the corresponding forest communities at the Taubenberg.

Soils from mudstone (tertiary sediments of "Obere Süßwassermolasse" and pleistocene regoliths originating from soil creep and solifluction)		
1a. Prevailing: slopes are mostly characterized by medium acid, deeply weathered brown earth; soil texture: silty-sandy and sandy loam overlying clayey loam		
natural forest community	first grade substitute community	second grade substitute community
<i>Galio-Fagetum</i> (developed as mixed mountain forest)	<i>Galio-Abietetum</i>	<i>Galium rotundifolium</i> -spruce forest
1b. Like the previous, but stronger acidic. Depleted soils effected from ridge crest position or more gritty-sandy substrates with high contingent of skeletal materials (bleached grains of quartz)		
natural forest community	first grade substitute community	second grade substitute community
<i>Luzulo-Fagetum</i> (developed as mixed mountain forest)	<i>Luzulo-Abietetum</i> <i>Vaccinio vitis-idaeae-Abietetum</i>	bilberry-spruce forest
2. Soils with stagnant moisture (pseudogley) on lower slopes, flats and depressions. Additionally, ground-water influenced soils at the valley bottoms prone to late frost		
natural forest community	first grade substitute community	second grade substitute community
<i>Luzulo-Abietetum</i>	bilberry-peatmoss-spruce forest	-
3. Like the previous, but stronger acidic soils (podzol-pseudogley). Topsoils with gritty-sandy substrates and high content of bleached grains of quartz; podzolising favoured by pre-weathering and leaching under pre-pleistocene subtropical conditions; impermeability of subsoils caused by solifluction under periglacial conditions		
natural forest community	first grade substitute community	second grade substitute community
<i>Vaccinio vitis-idaeae-Abietetum</i>	<i>Leucobryo-Pinetum molinietosum</i>	-
4. Slope gley-pelosol, medium to rich in nutrients and bases. Water logging results from clayey marl layers reaching the surface on lower slopes		
natural forest community	first grade substitute community	second grade substitute community
<i>Galio-Abietetum equisetetosum</i> <i>Pyrolo-Abietetum equisetetosum</i>	horsetail-spruce forest	-
soils from "Riss" glacial moraine and river terraces		
5. Prevailing: deeply weathered brown earth, often coined by lessivation; only slight pseudogley-tendency because of gravel subsoil.		
natural forest community	first grade substitute community	second grade substitute community
<i>Luzulo-Fagetum</i> (developed as mixed mountain forest)	<i>Luzulo-Abietetum</i>	bilberry-spruce forest

Based on the units defined in Tab. 1, the following key for the local mapping of habitat types according to the "Habitats Directive" was developed:

- 1a +4 mapped as type 9130 (treshold for canopy composition: beech + fir cover at least 30 % of crown projection),
- 1b+5 mapped as type 9110 (treshold: beech + fir cover at least 30 % of crown projection),
- 2 mapped as 9410 (treshold: fir covers at least 10 % of crown projection),
- 3 mapped as 9410 (no treshold for fir; also stands dominated by pine and spruce).

Forest types not fulfilling these criteria were identified as non-Natura 2000 habitats (Fig. 7).

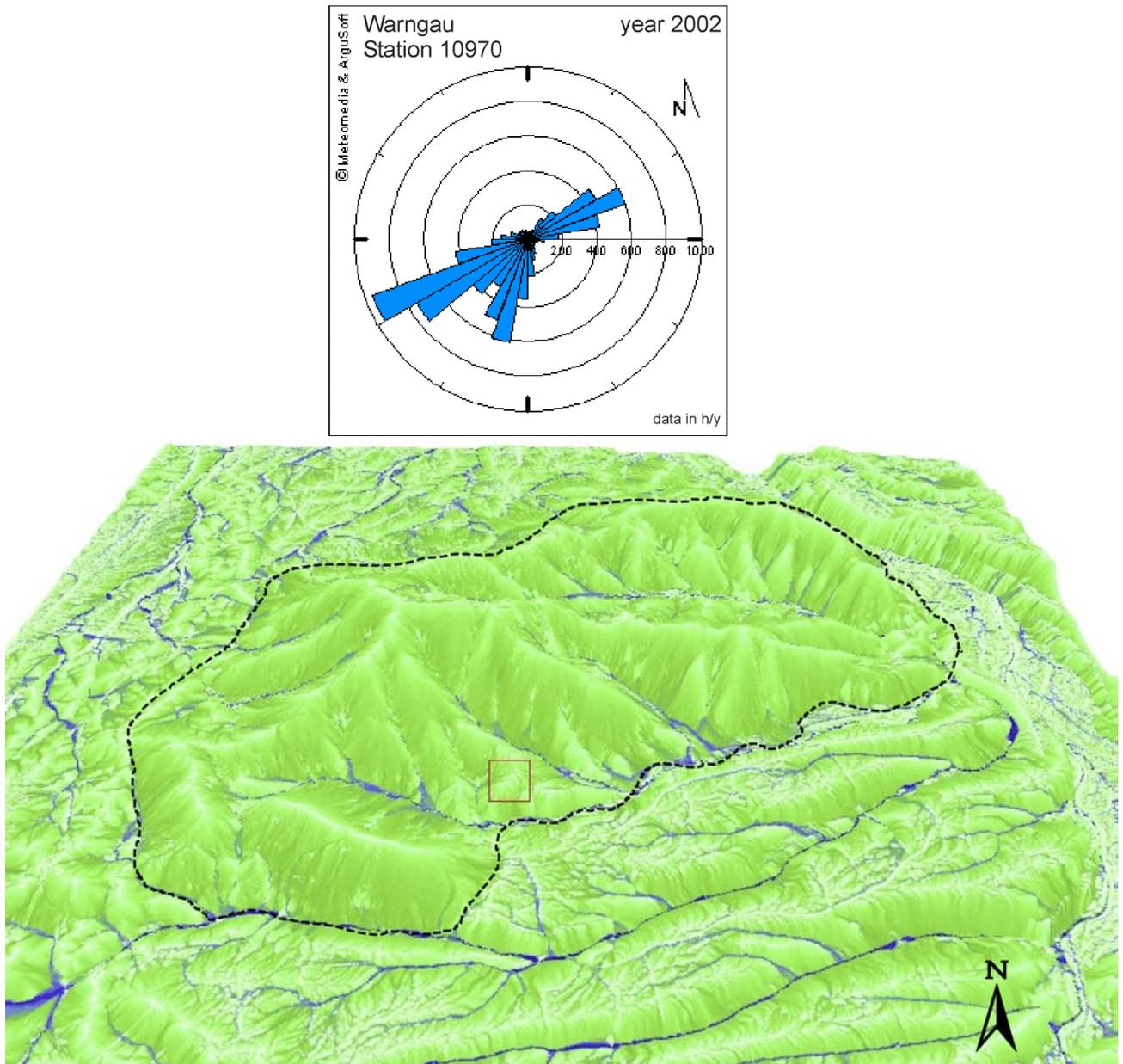
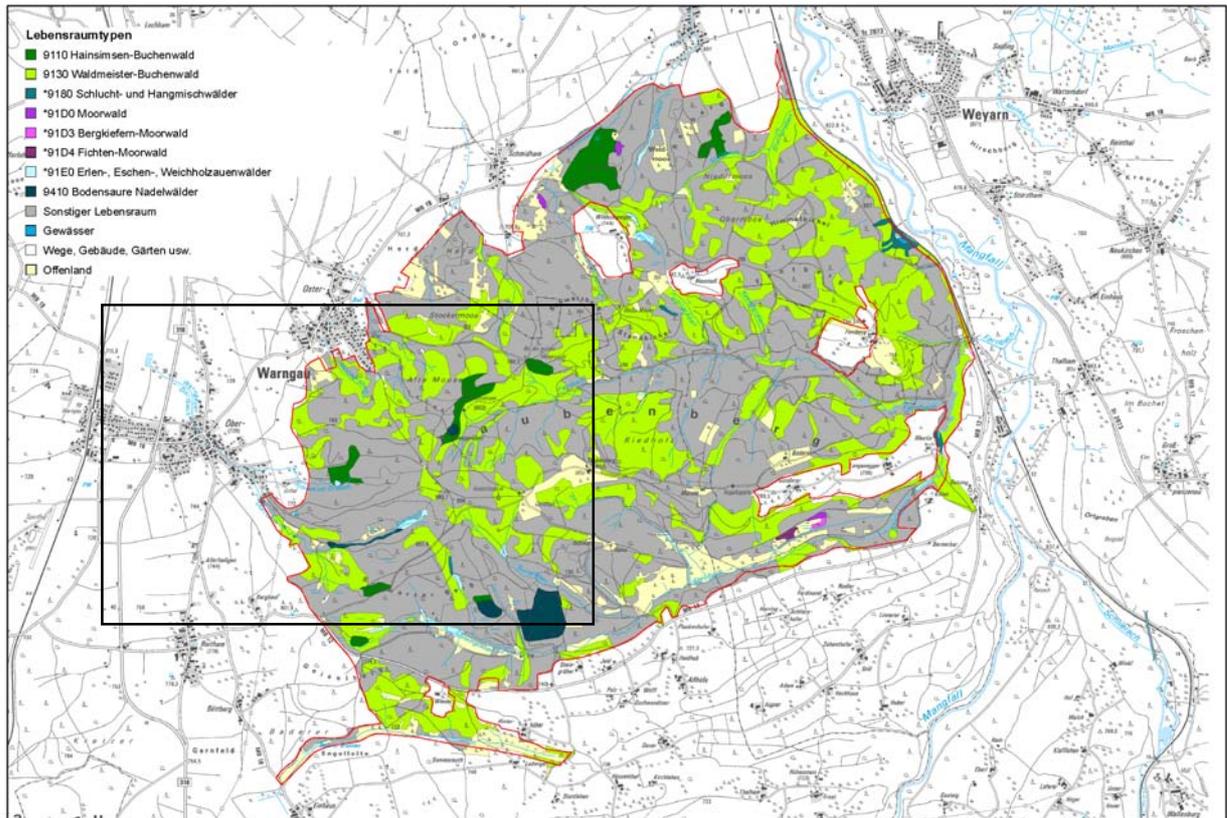


Fig. 6: The Taubenberg area as 3D-view. During the two last glaciations it was circumflowed by the glaciers of the river 'Isar' (Southwest) and 'Inn-Mangfall' (Southeast), but never overflowed. Dashed line: border of the Taubenberg-area. Square: location of the lower slope of Schwarzenberg. Above: digram showing wind directions (http://www.argusoft.de/austmet/imap/att/2002gif/w10970_2002.gif).

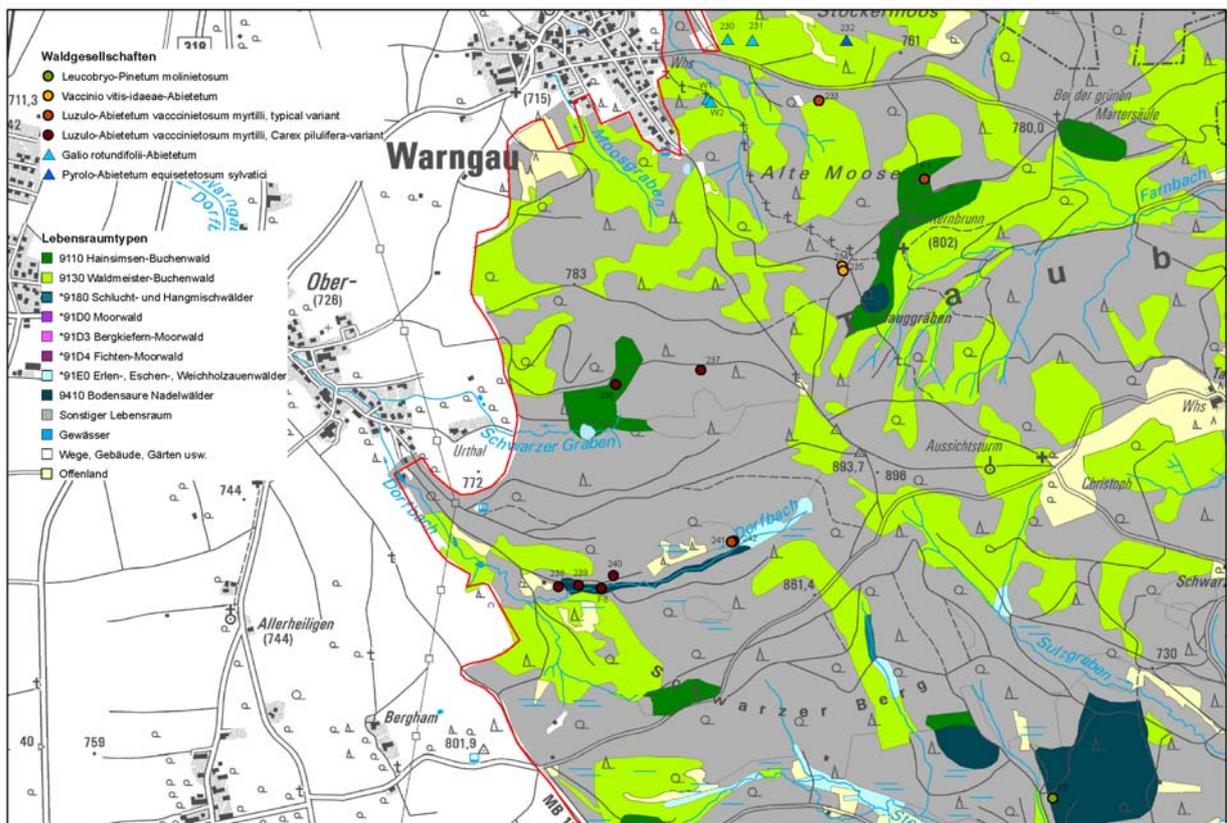


FFH-Gebiet 8132-302 Taubenberg
Lebensraumtypenkarte

Blatt: 1
Datum: 2.12.2004

0 250 500 750 Meters

LWF



FFH-Gebiet 8132-302 Taubenberg
Lebensraumtypenkarte mit Vegetationsaufnahmen

Blatt: 1
Datum: 2.12.2004

0 100 200 300 Meters

LWF

Fig.7: Vegetation map (above) and zoomed segment with locations of the fir-forest relevés (below).



Fig. 8: Podzol-pseudogley with strongly bleached eluvial horizon at the lower slope of the “Schwarzer Berg”, stocked by pine-dominated conifer forest (*Leucobryo-Pinetum molinietosum*) replacing the natural cowberry-fir-forest (*Vaccinio vitis-idaeae-Abietetum*). Photographs by C. KÖLLING. Ecological conditions: Permanently waterlogged (\pm stagnant moisture), very poor in nutrient supply (N and P), very low base saturation.

Recommendations for forest use

Composition, structure and dynamics of *Abietetum* forests are caused by specific site conditions, but may also be influenced by human interference (forest management, deteriorated humus forms). They are certainly textbook examples for the necessity of adaptive 'close to nature' management techniques (HORNDASCH 1993). A combination of sustainable timber production and biodiversity conservation must be based on scientific results from pristine forests as preserved in National Parks (e.g. LEIBUNDGUT 1982, JEHL 1995). Furthermore, the analysis of individual stand characteristics (stand history, genetics, actual and natural vegetation, succession stage, ecological site characteristics) is crucial to develop differentiated silvicultural recommendations on a sound economic and ecological basis.

Site-adapted biodiversity and structural heterogeneity of stands are crucial for the highest possible security of both protection functions as well as sustainable forest management under the risks of climatic change (e.g. FERRIS & HUMPHREY 1999). Single tree ('Plenter') or group selection ('Femel') systems allow the most flexible management for the desired stand characteristics, favouring a polycyclic development.

In their natural range, re-establishing *Abietetum* forests in a natural state is a desirable goal. An essential prerequisite for successful forest management is a tolerable game density. However, this alone may not be sufficient in some landscapes of Northeastern Bavaria, where Silver fir has disappeared completely or become so rare, that re-colonization will not take place spontaneously. Under such conditions even moderate game pressure, unfavourable microclimate and competing ground vegetation will hamper resettlement, so that underplanting and fencing may be indispensable.

In *Abietetum* habitats on steep slopes prone to erosion and with a high precipitation rate, as well as on gleys or histosols, silvicultural options are constrained by soil conditions. As a matter of priority special attention must be devoted to maintaining old trees, multi-layered structures and small-scale heterogeneity in microhabitats. Protection functions and the desirable stand characteristics (composition, structure and dynamics) can only be realized with high proportions of *Abies alba*.

Last but not least, silviculture should respect the intrinsic value of *Abies* forests for conservation. Due to their sensitivity to clear-cutting, deer-browsing and atmospheric pollution, Silver fir forests with their typical ground and epiphytic vegetation

- are regionally endangered, locally even threatened by extinction,
- harbour specialized lichen communities that can serve as bioindicators of environmental stressors resulting from changes in forest structure, air quality, and climate
- are highly valuable objects for the conservation of habitats and species.

Close-to-nature forests combine the functions of wildlife habitat, recreation, soil protection and commercial timber harvest. To maintain the value of *Abies* forests in areas where timber harvesting has become chief activity, cutting techniques should be adapted and snags and downed logs should be preserved.

Comments to nature conservation

The *Abietetum* forests in Bavaria's areas protected under the Habitats Directive, in natural forest reserves and in National Parks should be objects of long-term studies and of monitoring species and habitats of Community interest.

Despite their large importance for nature protection *Abietetum* forests have been far-reaching ignored by legislation. From the technical point of view it is incomprehensible, why they are not listed in article 13d (conservation of special site habitats) of the Bavarian Nature Conservation Law.

In the European network 'Natura 2000' they are also at risk to be neglected: The Habitats Directive does not list *Abies alba* forests as a distinct habitat type according to Annex I. How should they be dealt with in protected areas? It is certainly not tenable to classify them as Non-EU-habitat and thus equate them to coniferous plantations. Alternatively, they are assigned to the annex I-habitat types 9110, 9130 and 9410, which appear to be closest in synsystematical terms. However, subsuming natural coniferous stands to the beech forest habitats 9110 and 9130 is problematic when it comes to defining thresholds of tree species composition for delimiting habitats and evaluating their conservation status. Detailed management instructions for such a heterogeneous habitat type will be

either inappropriate or vague. The mosaic of natural communities can only be evaluated and managed properly if the types 9110, 9130 and 9410 are clearly distinguished in the management plan.

Acknowledgements. We thank Dr. Milan CHYTRY / Brno, Dr. Jörg EWALD and Dr. Christian KÖLLING / Freising and Prof. Dr. Albert REIF / Freiburg i. Br. for helpful reviews of former drafts and supporting us with technical literature.

References

- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme, 5th edition. IHW: Eching, 352 pp.
- AUGUSTIN, H. (1991): Die Waldgesellschaften des Oberpfälzer Waldes. *Hoppea* **51**: 5-314, Regensburg.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie, 3rd edition: 865 pp., Vienna.
- DAHL, E. (1960): Some measures of uniformity in vegetation analysis. *Ecol.* **41**: 805-808.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden: 683 pp., Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wiss. Buchges.: Darmstadt, 241 pp.,
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht, 5th edition, Ulmer: Stuttgart: 1095 pp.
- ELLENBERG, H., KLÖTZLI, F. (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. **48**: 587-930.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* **18**. Goltzke: Göttingen, 248 pp.
- EWALD, J. (1999): Relationships between floristic and microsite variability in coniferous forests of the Bavarian Alps. *Phytocoenologia* **29** (3): 327-344, Berlin/Stuttgart.
- EWALD, J. (2002): Regionale natürliche Waldzusammensetzung im Wuchsgebiet 15 Bayerische Alpen. - In: WALENTOWSKI, H., GULDER, H.J., KÖLLING, C., EWALD, J., TÜRK, W. (2002): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. *Ber. LWF* **32**: 51-81.
- EWALD, J. (2004): Ökologie der Weißtanne (*Abies alba* Mill.) im bayerischen Alpenraum. *Forum geobotanicum* **1**: 9-18.
- EWALD, J., FISCHER, A. (1993): Montane und hochmontane Waldgesellschaften am nördlichen Abfall der Benediktenwand (Bayerische Kalkalpen). *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* **54**: 191-300.
- FELDNER, R. (1978): Waldgesellschaften, Wald- und Forstgeschichte und Schlußfolgerungen für die waldbauliche Planung im Naturschutzgebiet Ammergauer Berge. Doctoral thesis Univ. Vienna: 369 pp., Vienna.
- FERRIS, R. HUMPHREY, J.W. (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* **72** (4): 313-328.
- FIRBAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen **1**. G. Fischer: Jena, 480 pp.
- FOERST, K., KREUTZER, K. (1978): Regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns nach Hauptbaumarten **1**: 1,000 000, Munich.
- FÖRSTER, M., KLEINSCHMIT, B., WALENTOWSKI, H. (2005): Comparison of three modelling approaches of potential natural forest habitats in Bavaria, Germany. *Waldökologie online* **2**: 126-135.
http://www997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-11.pdf
- FREHNER, H.K. (1963): Waldgesellschaften im westlichen Aargauer Mittelland. *Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz* **44**: 96 pp.
- GAFTA, G. (1994): Tipologia, Sinecologia e Sincorologia delle Abietine nelle Alpi del Trentino. *Braun-Blanquetia* **12**: 69 pp. + tables, Camerino.
- GOODALL, D.W. (1973): Sample similarity and species correlation. In: WHITTAKER, R.H. (ed.): Ordination and classification of communities. *Hand. Veg. Sci.* **5**: 105-156. Junk, The Hague.
- GÖTZ, S., RIEGEL, G. (1989): Die Vegetation der Bachtäler im Einzugsgebiet der Ilz im Bayerischen Wald. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* **47**: 257-332.
- GREEN, R.N., COURTIN, P.J., KLINKA, K., SLACO, R.J., RAY, C.A. (1984): Site diagnosis, tree species selection and slashburning guidelines for the Vancouver Forest Region. - *Land management handbook* **8**: 143 pp., Province of British Columbia.
- GROTTENTHALER, W. (1985): Geologische Karte von Bayern **1**: 25.000. Erläuterungen zum Blatt Nr. 8036 Otterfing und zum Blatt Nr. 8136 Holzkirchen. Munich, 189 pp.
- HÄRDITZLE, W., EWALD, J., HÖLZEL, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Ulmer: Stuttgart. 252 pp.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. - *Untersuchungen zum Diversitätsbegriff. Diss. Bot.* **65**: 268 pp., Vaduz.
- HILL, M.O., GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. - *Vegetatio* **42**: 47-58.
- HORNDA SCH, M. (1993): Die Weißtanne (*Abies alba* Mill.) und ihr tragisches Schicksal im Wandel der Zeiten. Selbstverlag: Augsburg, 334 pp.,
- HORVAT, I. (1962): La végétation des montagnes de la Croatie d'Ouest, avec 4 cartes des groupements végétaux de la section Susak. *Acta biol. 2, Jug. Akad. Zagreb* **30**, Zagreb: 179 pp.
- HUNTLEY, B., BARTLEIN, P.J., PRENTICE, I.C. (1989): Climatic control of the distribution and abundance of beech (*Fagus* L.) in Europe and North America. - *Journal of Biogeography* **16**: 551-560.
- JEHL, H. (1995): Die Waldentwicklung auf Windwurfflächen im Nationalpark Bayerischer Wald. - *Schr.reihe Nationalpark Bayerischer Wald (Sonderheft `25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald`)*: 112-145, Grafenau.
- KELLER, W. (2003): Ist der Erfolg wissenschaftlicher Arbeiten von Lehrmeinungen abhängig? *Inf.bl. Forsch.bereich Landsch.* **58**: 2-5.
- KIMMINS, J.P. (1987): Forest ecology. New York / London: 531 pp.
- KNIPPING, M. (1989): Zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte des Oberpfälzer Waldes. *Diss. Bot.* **140**: 209 pp. + appendix, Berlin / Stuttgart.
- KRAL, F. (1979): Spät- und postglaziale Waldgeschichte der Alpen auf Grund der bisherigen Pollenanalysen: 175 pp., Vienna.
- KREEB, K. (1983): Vegetationskunde. Ulmer: Stuttgart, 331 pp.
- KUOCH, R. (1954): Wälder der Schweizer Alpen im Verbreitungsgebiet der Weißtanne. *Mitt. schweiz. Anst. forstl. Vers'wes.* **30**: 133-314.
- LANG, G. (1955): Neue Untersuchungen über die spät- und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte des Schwarzwaldes. II. Das absolute Alter der Tannenzeit im Südschwarzwald. *Beitr. naturkd. Forschung Südwestdtl.* **14**: 24-31.
- LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. G. Fischer: Jena / Stuttgart / New York, 462 pp.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Europäische Urwälder der Bergstufe. P. Haupt: Bern / Stuttgart: 306 pp.
- LINGG, W.A. (1986): Ökologie der inneralpinen Weißtannenvorkommen (*Abies alba* Mill.) im Wallis (CH). - *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswesen* **62** (3): 331-466.

- MCCUNE, B., MEFFORD, M.J. (1997): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 3.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MELLMANN-BROWN, PP., BARBOUR, G. (1995): Understory/overstory species patterns through a Sierra Nevada Ecotone. *Phytocoenologia* **25** (1): 89-106.
- MEYER, P. (1949): Das Mastigobryeto-Piceetum abietetosum im schweizerischen Mittelland und seine forstlich-waldbauliche Bedeutung. *Vegetatio* **1**: 203-216.
- MUCINA, L., GRABHERR, G., WALLNÖFER, pp. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs **3**. G. Fischer: Jena / Stuttgart / New York, 353 pp.
- MÜLLER-STARCK, W. (ed. 1996): Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. ecomed: Landsberg, 340 pp.
- NEUERBURG, W. (1989): Naturwaldreservate in Bayern - Stand der Einrichtung und Forschung. *Natur und Landschaft* **64** (12): 553-555.
- NORMAN, J.M., CAMPBELL, G.S. 1989. Canopy structure. - In: PEARCY, R.W., EHLERINGER, J., MOONEY, H. A., RUNDEL, P. W. (eds.). *Plant Physiological Ecology: Field Methods and Instrumentation*. Chapman and Hall, London, New York: 301-325.
- OBERDORFER, E. (1950): Ein Beitrag zur Vegetationskunde des Allgäu. *Beitr. naturk. Forsch. Südwestdtld.* **9**: 29-98, Karlsruhe.
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. *Pflanzensoziologie* **10**. G. Fischer: Jena, 564 pp.
- OBERDORFER, E. (1962): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzenden Gebiete, 2. edition, Ulmer: Stuttgart, 580 pp.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften **4**: 282 pp. (Textband) + 580 pp. (Tabellenband). G. Fischer: Jena / Stuttgart / New York.
- RAUNKIAER, C. (1934): The life form of plants and statistical plant geography: 632 pp., Oxford.
- REHFUESS, K.E. (1990): Waldböden - Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung, 2. edition. Parey: Hamburg / Berlin, 294 pp.
- REIF, A., PAPP-VARY, T. (1995): Zur Frage der Konkurrenz zwischen Rotbuche und Tanne. *AFZ* **23**: 1282-1286.
- ROGISTER, J.E. (1981): Rangschikking van de belangrijkste boskruissoorten volgens humuskwaliteit en bodenmochtigheid. *Proefstation Waters en Bossen Groenendaal-Hoeilaart*. - *Werken-R.A.* **25**: 1-22, Belgie.
- SEIBERT, P. (1968): Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern 1 : 500.000 mit Erläuterungen. *Schriftenr. Vegetationsk.* **3**: 1-98, Bad Godesberg.
- SEIBERT, P. (1992): *Vaccinio - Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939. In: OBERDORFER, E. (ed.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften **4**: 53-80 (Textband). G. Fischer: Jena / Stuttgart / New York.
- SEITSCHKE, O. (1978): Verbreitung und Bedeutung der Weißtanne in Bayern. *AFZ* **35**: 975-978.
- SCHÖNFELDER, P., BRESINSKY, A. (1990): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. Ulmer: Stuttgart, 752 pp.
- SCHROEDER, D. (1984): *Soils - Facts and Concepts*: 140 pp., Bern.
- SEITSCHKE, O. (1978): Verbreitung und Bedeutung der Weißtanne in Bayern. *AFZ* **35**: 975-978.
- SHANNON, C.E. (1948): A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Techn. J.* **27**: 379-423 and 623-653.
- SHANNON, C.E. (1976): Die mathematische Theorie der Kommunikation. - In: SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (ed.): *Mathematische Grundlagen der Informationstheorie*: 41-143, Munich.
- SONG, B., CHEN, J., DESANKER, P. V., REED, D. D., BRADSHAW, G. A., FRANKLIN, J. F. (1997): Modelling canopy structure and heterogeneity across scales: From crowns to canopy. *For. Ecol. Manage.* **96**: 217-229.
- STALLING, H. (1987): Untersuchungen zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte im Bayerischen Wald. - *Diss. Bot.* **105**: 201 pp., Berlin / Stuttgart.
- STORCH, M. (1985): Fortran-Programm zur Bearbeitung von Vegetationstabellen. *Ergänzungen zu STRENG/SCHÖNFELDER*. - *Hoppea* **44**: 379-392.
- TÜRK, W. (1993): Pflanzengesellschaften und Vegetationsmosaik im nördlichen Oberfranken. - *Diss. Bot.* **207**: 290 pp. + appendix, Berlin / Stuttgart.
- TÜXEN, R. 1977: Zur Homogenität von Sigamaassoziationen, ihrer syntaxonomischen Ordnung und ihrer Verwendung in der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziologie* **13**: 5-42.
- ULANOVA, N. (2000): The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* **135**: 155-167.
- WALENTOWSKI, H. (1998): Die Weißtannen-Waldgesellschaften Bayern - eine vegetationskundliche Studie mit europäischem Bezug, mit waldbaulichen Anmerkungen und naturschutzfachlicher Bewertung. *Diss. Bot.* **291**: 486 pp., Berlin / Stuttgart.
- WALENTOWSKI, H., GULDER, H.J., KÖLLING, C., EWALD, J., TÜRK, W. (2002): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. *Ber. LWF* **32**: 1-99.
http://www.lwf.bayern.de/imperia/md/content/lwf-internet/veroeffentlichungen/lwf-wissen/32/lwf_wissen_32.pdf
- WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C. & TÜRK, W. (2004): *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. Geobotanica: Freising, 441 pp.
- WALLNÖFER, S. (1993): *Vaccinio - Piceetea*. In: MUCINA, L., GRABHERR, G., WALLNÖFER, S. (ed.): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*, Vol. **3**: 283-337, G. Fischer: Jena / Stuttgart / New York.
- WALTER, H., WALTER, E. (1953): Einige allgemeine Ergebnisse unserer Forschungsreise nach Südwestafrika 1952/53: Das Gesetz der relativen Standortskonstanz; das Wesen der Pflanzengemeinschaften. - *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* **56**: 228-236.
- WINTERHOLLER, M. (1990): Die Vegetation der Ammerschlucht zwischen Scheibum und Sojermühle. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **61**: 135-150.
- WULF, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.* **8**: 635-642.

Appendix 1: Subdivision of the Silver fir forests in Bavaria

Tab. 2a: Constancy table of the nutrient- and species poor coniferous Silver fir forests (excerpt) (Myrtillus type spruce-fir forests, alliance *Piceion abietis*; habitat type 9410)

VA - Vaccinio vitis-idaeae-Abietetum:

VA-t - typicum, VA-ig - leucobryetosum, VA-lu - luzuletosum luzuloidis, VA-o - oxalidetosum acetosellae, VA-e - equisetetosum sylvatici, VA-c - calamagrostietosum arundinaceae.

LA - Luzulo luzuloidis-Abietetum:

LA-v - vaccinietosum myrt., LA-t - typicum, LA-a - athyrietosum filix-feminae, LA-d - deschampsietosum cespitosae.

association	Vaccinio vitis-idaeae-Abietetum						Luzulo luzuloidis-Abietetum			
	VA-t	VA-ig	VA-lu	VA-o	VA-e	VA-c	LA-v	LA-t	LA-a	LA-d
subassociation	31	31	2	16	5	5	22	12	24	8
number of relevés	31	31	2	16	5	5	22	12	24	8
average species number	20	24	25	26	36	29	20	20	29	35
association VA:										
Pinus sylvestris T1	65/1-2	68/1-3	100/2-3	37/1-2	60/1-2	-	-	-	-	-
Pinus sylvestris T2	3/2	39/1-2	-	12/1-2	20/2	-	-	-	4/1	-
Pinus sylvestris S	6/1	26/r-2	-	-	20/1	-	-	8/+	-	-
Pinus sylvestris F	19/r-1	48/r-2	100/+	19/r+	20/+	-	-	-	-	-
Vaccinium myrtillus	74/+2	48/+2	50/1	62/+1	40/+	100/+1	-	-	8/+	-
Cladonia	39/+2	65/1-3	50/3	56/+2	40/+1	25/1	-	-	-	-
Cladonia	48/+1	71/+2	100/+1	25/+1	40/+	-	-	-	-	-
Campylopus flexuosus M	58/+2	52/+1	-	19/+1	60/+1	-	-	8/1	-	-
Sphagnum capillifolium M	45/+2	39/+1	-	19/+1	80/+2	-	-	-	-	-
Vaccinium uliginosum	39/+2	42/+2	50/1	25/+2	-	-	5/1	8/1	8/+1	-
Vaccinium myrtillus	19/1-2	35/+2	50/+	25/1-2	-	-	-	-	-	-
Vaccinium myrtillus	-	32/+	-	-	80/+2	-	-	-	-	-
Molinia caerulea	6/+	-	-	31/+2	-	50/+1	-	-	-	-
subass. VA-ig:										
Leucobryum glaucum	-	81/r-1	-	19/+	20/1	-	-	-	-	-
Vaccinium myrtillus	-	26/+2	-	-	-	-	-	-	4/1	-
Pteridium aquilinum	-	26/+2	-	-	-	-	-	-	4/1	-
Cladonia	-	16/r-1	-	-	-	-	-	-	-	-
subass. VA-o,e,c; LA:										
Oxalis acetosella	-	-	-	44/+2	100/+2	100/1-2	55/+2	8/+	25/+2	100/2
Oxalis acetosella	-	-	-	62/+1	40/+1	75/1	32/+2	-	100/+2	100/2-3
Oxalis acetosella	-	-	-	25/+1	20/1	75/+	5/+	8/r	-	-
Gymnocarpium dryopteris	-	-	-	19/+1	40/r+	75/+	9/+	-	67/r-2	87/1
association LA:										
Luzula luzuloides	-	-	100/+2	-	-	-	-	58/r-1	33/r-1	-
Blechnum spicant	-	-	-	-	-	-	-	92/r-2	87/+2	100/1-2
Blechnum spicant	-	-	-	-	-	-	5/+	33/+2	79/r-3	100/1-4
Blechnum spicant	-	-	-	6/r	-	-	-	33/+2	62/+2	75/+1
subass. LA-a, d:										
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	-	9/+	-	71/+2	100/1-2
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	-	-	-	46/r-1	100/+2
Oxalis acetosella	-	-	-	-	-	-	-	-	33/+2	50/2
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	-	-	-	21/r-1	75/+2
subass. VA-e:										
Vaccinium uliginosum	13/r-1	10/+1	-	12/+	100/1-3	-	-	-	8/+1	-
Deschampsia cespitosa	-	3/+	-	19/+	80/1-3	-	5/+	-	-	-
Carex remota	-	-	-	-	80/+3	-	5/r	-	4/+	-
Potentilla palustris	-	-	-	-	60/+1	-	-	-	4/2	-
Anemone nemorosa	-	-	-	-	40/+	-	-	-	4/1	-
Anemone nemorosa	-	-	-	-	40/+	-	5/+	-	4/+	-
subass. VA-c:										
Luzula luzuloides	-	-	-	6/+	-	100/+1	-	-	-	-
subass. VA-c, LA-a, d:										
Gymnocarpium dryopteris	-	-	-	-	-	50/+	5/+	-	21/+1	37/1
Gymnocarpium dryopteris	-	-	-	-	-	25/+	-	-	21/+1	12/1
subass. VA-c, LA-d:										
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	25/+	-	8/+	-	50/+1
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	50/r+	-	-	4/+	37/+1
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	25/+	-	-	-	12/+
subass. LA-d:										
Deschampsia cespitosa	-	-	-	-	20/2	-	-	-	8/+	75/+2
Chaerophyllum hirsutum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50/+1
Anemone nemorosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50/+1
Chaerophyllum hirsutum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	37/+
alliance Piceion abietis:										
Bazzania trilobata M	84/+4	81/+3	50/1	87/+2	80/+2	100/1	95/+3	83/+2	79/+2	37/1
Sphagnum quinquefarium M	55/+3	58/+4	-	62/+3	60/1-2	-	73/1-3	17/1-2	21/+2	-
Melampyrum p. oligocladium	3/+	42/+2	50/1	12/+	-	-	-	8/1	12/+2	-
Plagiothecium undulatum M	10/1-2	13/+2	-	12/+1	-	-	14/+2	42/+1	25/+1	100/+2
Calamagrostis villosa	3/+	3/+	-	6/+	-	-	9/+1	8/2	17/+2	-
Luzula luzulina	-	-	-	-	-	-	-	17/+	29/+	-

1) (from WALENTOWSKI et al. 2004).

Tab. 2b: Constancy table of the nutrient- and species rich conifer-broadleaved hardwood-Silver fir forests (excerpt)
(Galium type fir-spruce forests, alliance Fagion sylvatica; habitat type 9130)

GA - Galio rotundifolii-Abietetum:

GA-t - typicum, GA-v - vacciniotetum myrtilli, GA-a adenostyletosum allariae
GA-e - equisetetosum sylvatici

PA - Pyrolo secundae-Abietetum:

PA-e equisetetosum sylvatici, PA-ct - cardaminetosum trifoliae,
PA-ca caricetosum albae, PA-cm caricetosum montanae, PA-m - melampyretetosum pratensis, PA-t - caricetosum montanae

AA - Adenostylo glabrae-Abietetum:

AA-t typicum, AA-av asplenietosum viridis

Assoziation	Galio rotundifolii-Abietetum albae				Pyrolo secundae-Abietetum albae						Adenostylo glabrae-Abietetum albae	
	GA-t	GA-v	GA-a	GA-e	PA-e	PA-ct	PA-ca	PA-cm	PA-m	PA-t	AA-t	AA-av
	13	18	6	41	5	5	13	2	2	3	7	10
average species number	35	44	53	60	76	66	61	57	54	60	66	53
Ecological groups: ¹⁾												
<i>Blechnum spicant</i>	77/r-2	22/r+	50/+1	46/+2	20/+	-	8/r	-	-	-	12/1	-
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	-	17/+1	33/1	32/r-2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	23/+1	6/1	-	15/+1	20/1	80/1	92/+2	100/+2	50/+	67/+2	14/+	100/+2
<i>Lamium galeobdolon</i>	15/+	6/1	-	15/+2	60/+1	100/1-3	77/+2	100/1-2	50/+	67/2-3	100/+1	30/1-2
<i>Lamium galeobdolon</i>	8/r	6/+	-	15/r+	40/+	60/+	77/r-1	50/+	-	100/+	86/+	40/+
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	2/+	40/+	60/+2	62/+2	100/1-2	50/1	-	86/+2	50/1
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	-	40/+1	60/+	77/r-1	-	-	-	43/r+	30/r+
<i>Vaccinium myrtilus</i>	-	-	-	5/+1	-	-	31/r-2	100/1-2	100/r-1	-	86/+2	60/1-2
<i>Sesleria albicans</i>	-	-	-	-	-	40/1-3	54/+2	-	-	-	100/1-2	80/1-3
<i>Sesleria albicans</i>	-	-	-	5/r+	-	40/+	69/+2	-	-	-	12/r	40/+1
<i>Carex montana</i>	8/+	-	-	-	-	-	23/+1	50/1	50/+	33/1	12/+	80/1-2
<i>Carex montana</i>	-	-	-	2/+	-	-	23/+1	100/+1	-	-	71/+1	50/1-2
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	-	60/+1	-	46/r-1	50/+	-	-	-	10/r
<i>Asplenium</i>	-	-	-	-	20/+	-	8/+	-	-	-	25/+	70/+2
<i>Cephalanthera damasonium</i>	-	-	-	-	20/+	80/r+	15/r	-	-	-	25/r	-
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	-	-	100/r+	15/r+	50/r	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	-	-	-	-	40/+1	20/+	-	-	-	-	71/+	-
<i>Cephalanthera damasonium</i>	-	-	-	-	-	-	-	50/r	-	33/+	12/+	-
<i>Vaccinium myrtilus</i>	-	-	-	-	-	-	8/+	-	-	-	-	10/+
<i>Thlaspi rotundifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100/+1	10/2
<i>Thlaspi rotundifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	71/+1	50/+1
<i>Sesleria albicans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	71/+1	60/1
<i>Sesleria albicans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25/+1	10/2
<i>Petasites albus</i>	-	-	-	10/+1	20/+	-	-	-	-	-	71/+	30/+
<i>Petasites albus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12/+	60/+1
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	57/+	-
<i>Vaccinium myrtilus</i>	38/+1	89/+2	50/+	54/+2	100/1-2	-	54/+2	100/2	100/1-2	33/+	-	-
<i>Deschampsia flexuosa</i>	-	61/+2	-	2/+	40/+	20/+	23/+	100/1-2	100/2	-	-	-
<i>Luzula luzuloides</i>	8/+	33/r+	-	-	-	-	8/+	50/+	-	-	-	-
	-	17/r-1	-	-	-	-	15/r+	-	100/r+	-	-	-
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	-	-	83/+5	41/r-3	20/+	-	8/2	-	-	33/+	-	-
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	-	-	17/+	17/+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex pendula</i>	-	-	33/+	15/+2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex remota</i>	-	6/r	-	59/r-3	100/+3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex remota</i>	-	-	-	15/+2	40/2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	-	-	-	41/r-2	40/+	-	-	-	-	-	12/1	-
<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	-	51/+2	50/+1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex remota</i>	-	-	-	17/+	40/+1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cardamine trifolia</i>	-	-	17/1	12/+1	80/+3	100/1-2	-	-	-	-	-	-
<i>Cardamine trifolia</i>	-	-	-	10/+1	60/r-1	60/+2	-	-	-	-	-	-
<i>Cardamine trifolia</i>	-	-	-	-	-	80/+2	-	-	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	-	-	-	-	20/+	46/r+	100/+1	-	-	-	12/+	-
<i>Galium odoratum</i>	-	-	-	-	-	23/+1	100/+1	-	-	-	-	10/r
<i>Galium odoratum</i>	-	-	-	-	-	38/+1	-	-	-	-	-	-
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	-	-	-	100/+	-	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	-	-	-	-	-	-	100/1	-	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	-	-	-	-	-	-	50/+	-	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	-	-	-	-	-	-	50/+	-	-	-	-	-
<i>Carex montana</i>	-	-	-	-	-	-	50/r	-	-	-	-	-
<i>Anemone nemorosa</i>	-	-	-	-	-	-	50/+	-	-	-	-	-
<i>Lamium galeobdolon</i>	-	-	-	-	-	-	50/+	-	-	-	-	-
<i>Pinus sylvestris</i> T1,2	-	11/1	-	-	-	-	100/1-3	100/2-3	-	-	-	-
<i>Pinus sylvestris</i> F	-	-	-	-	-	-	50/+	100/r+	-	-	-	-
<i>Hypnum jutlandicum</i> M	-	-	-	-	-	-	100/1-2	50/+	-	-	-	-
<i>Pohlia nutans</i> M	-	-	-	-	-	-	50/+	50/+	-	-	-	-
<i>Dicranum polysetum</i> M	-	6/+	-	-	-	-	50/1	50/2	-	-	-	-
<i>Asplenium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80/+1	-
<i>Asplenium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60/r-1	-
<i>Asplenium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40/+1	-
<i>Asplenium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30/1-2	-
alliance Galio-Fagion sylvaticae:	23/+1	50/+1	100/+1	78/r-2	80/+1	100/1	100/+2	100/+2	100/+2	100/+2	12/1	40/r+
<i>Galium rotundifolium</i>	46/+2	50/r+	100/+	63/+2	40/+	-	54/r-1	-	50/+	67/+1	71/+1	50/+1
<i>Prenanthes purpurea</i>	15/+	22/+1	33/+	32/+2	-	100/1-2	31/+	50/1	-	100/+2	43/+1	10/+
<i>Galium odoratum</i>	8/+	11/r+	17/+	24/r-2	-	20/+	-	-	-	33/+	43/r+	70/+1
<i>Lonicera nigra</i>	8/+	-	17/+	24/+2	20/1	100/+2	62/r-1	50/1	-	67/+1	43/+2	-
<i>Hordeleymus europaeus</i>	38/+2	6/1	-	15/+2	20/+	-	8/1	-	-	-	12/+	-
<i>Festuca altissima</i>	-	6/r	17/+	5/+	-	-	23/r+	-	-	67/r+	12/+	-
<i>Neottia nidus-avis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dentaria enneaphyllos</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

The numerical results for each recorded species include the constancy (number before the oblique stroke) and the amplitude

¹⁾ (from WALENTOWSKI et al. 2004).

Appendix 2: Environmental characteristics of the subassociations

Tab. 4. Symmorphological and environmental characteristics of the subassociations. Distribution in growth ranges (gr) and growth districts (gd) according to [GULDER 2001](#) in WALENTOWSKI et al. 2001): gd 5.3. western Franconian hills ('Frankenhöhe'), gr 8 - Franconian Forest, 'Fichtelgebirge' and 'Steinwald' (gd 8.1 - Franconian Forest), gr 10 – Upper Palatine Forest, gr 11 - Bavarian Forest (gd 11.2 - Eastern lower Bavarian Forest), gd 12.9 - Lower bavarian tertiary colline zone, gd 14.4 - Upper bavarian young moraine and molasse foothills, gd 15.3 - 'Allgäuer' Flysch and Helveticum prealps, gd 15.4 - Upper bavarian Flysch prealps, gd 15.5 - Bavarian limestone Alps.

sub-association	sealevel from - to distribution	soil type	predominant humusforms	important ecological indicator groups for special site characteristics	degree of naturalness
Vaccinio vitis-idaea-Abietetum: VA-t = typicum, VA-lg = leucobryetosum glauci, VA-o = oxalidetosum acetosellae, VA-c = calamagrostietosum arundinaceae, VA-e = equisetetosum sylvatici, VA-lu = luzuletosum luzuloidis					
VA-t	390 - 720 m gr 8 - 12	fresh to very fresh, podzolic brown earth; temporary waterlogged pseudogley	raw humus	usually bilberry (<i>Vaccinium myrtillus</i>) in the main; the importance of lichens is small; heath is absent	peat moss dominated developments are assessed as natural climax-formations other developments: anthropogenic semi-natural formation of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
VA-lg	380 - 910 m gr 8 - 12; gd 5.3	moderate fresh to fresh brown earth-podzol; temporary waterlogged podzol-slope pseudogley	raw humus	indicators of very poor and very acid sites (<i>Cladonia</i> -, <i>Leucobryum glaucum</i> -group) always present	peat moss dominated developments are assessed as natural climax-formations other developments: anthropogenic semi-natural formation of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
VA-o	380 - 800 m gr 8 - 12	fresh to very fresh, podzolic brown earth; temporary waterlogged pseudogley	mor to hydromor	indicators for shady, poor and fresh sites (<i>Oxalis acetosella</i> -, <i>Gymnocarpium dryopteris</i> -group)	peat moss dominated developments are assessed as natural climax-formations other developments: anthropogenic semi-natural formation of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
VA-c	530 m gd 8.1	fresh podzol-brown earth warm steep slope	impoverished mor	indicators for moderate warm, semi-shaded, poor and fresh sites (<i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Solidago virgaurea</i>)	anthropogenic degradation stage instead of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
VA-e	390 - 530 m gd 11.2	wet Gley to anmoor-Gley	hydromor to histomor	indicators for moist to wet sites (<i>Deschampsia cespitosa</i> -, <i>Vaccinium uliginosum</i> -, <i>Potentilla palustris</i> -group)	natural climax-formation
VA-lu	420 - 760 m gr 10 + 11	moderate dry podzol-brown earth	mor	indicators for poor and acid sites (<i>Luzula luzuloides</i> -group)	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
Luzulo luzuloidis-Abietetum: LA-t = typicum, LA-v = vaccinietosum myrtilli, LA-a = athyrietosum filix-feminae, LA-d = deschampsietosum cespitosae					
LA-t	720 - 1170 m gr 11, gd 15.4	very fresh podzol-brown earth; cool-humid location	mor	indicators for cool-humid and fresh, poor and acid sites (<i>Blechnum spicant</i> - and <i>Oxalis acetosella</i> -group)	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
LA-v	400 - 950 m gr 11, gd 14.4 + 15.3	fresh podzol-brown earth, esp. on crests and flats	raw humus like mor	predominance of <i>Vaccinium myrtillus</i> ; absence of hygrophilous species	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
LA-a	400 - 1080 m gr 11, gd 15.4	moist podzol-brown earth; moderate wet spring Gley	hygromor to histomor	indicators for cool-humid sites (<i>Blechnum spicant</i> -, <i>Gymnocarpium dryopteris</i> -group)	peat moss dominated developments are assessed as natural climax-formations other types: anthropogenic semi-natural formation of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
LA-d	1040 - 1060 m gr 15	very fresh to moist, pseudogley-Brown earth	mor	indicators for cool-humid sites influenced by seepage water (<i>Deschampsia cespitosa</i> -, <i>Chaerophyllum hirsutum</i> -group)	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>

Tab. 5. Symmorphological and environmental characteristics of the subassociations. Distribution in growth ranges (gr) and growth districts (gd) according to [GULDER 2001](#) in WALENTOWSKI et al. 2001): gd 5.3 - western Franconian hills ('Frankenhöhe'), gd 6.1 - northern Franconian Alb, gd 13.2/1 - Southern Munich shingle-plain, gr 14 - Swabian-Bavarian young moraine and molasse foothills (gd 14.3 - Swabian young moraine, gd 14.4 - Upper Bavarian young moraine and molasse foothills), gr 15 - Bavarian Alps (gd 15.1 - 'Kürnacher' Molasse mountains, gd 15.5 - northern Limestone Alps).

sub-association	sealevel from - to distribution	soil type	predominant humusforms	important ecological indicator groups for special site characteristics	degree of naturalness
<i>Galio rotundifolii-Abietetum</i>: GA-t = <i>typicum</i>, GA-v = <i>vaccinietosum myrtilli</i>, GA-a = <i>adenostyletosum alliariae</i>, GA-e = <i>equisetetosum sylvatici</i>					
GA-t	670 - 910 m gr 14 + 15	very fresh brown earth and lessivé	moder	-	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Asperulo-Fagetum</i>
GA-v	460 - 750 m gd 13.2/1, gr 14, gd 15.1	very fresh to temporary waterlogged lessivé to pseudogley	moder to hydromoder	acidophytes of <i>Vaccinium myrtilus</i> -, <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Luzula luzuloides</i> -group	peat moss dominated types are assessed as natural climax-formation other developments: anthropogenic semi-natural formation of natural <i>Asperulo-Fagetum</i>
GA-a	1.050 - 1.330 m gr 15	very fresh to moist lessivé	moder	humidity and seepage-water indicators (<i>Chareophyllum hirsutum</i> -group)	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Aceri-Fagetum</i>
GA-e	470 - 1.170 m gr 14 + 15	moist lessivé to gley, moderate wet anmoor-Gley	moder to histomoder	indicators for waterlogged soils, rich in nutrients (<i>Chareophyllum hirsutum</i> -, <i>Carex remota</i> - and <i>Solanum dulcamara</i> -group)	natural climax-formation
<i>Pyrolo-Abietetum</i>: PA-t = <i>typicum</i>, PA-ct = <i>cardaminetosum trifoliae</i>, PA-e = <i>equisetetosum sylvatici</i>, PA-ca = <i>caricetosum albae</i>, PA-cm = <i>caricetosum montanae</i>, PA-m = <i>melampyretosum pratensis</i>					
PA-t	720 - 1.080 m gr 14 + 15	inhomogenous soils complexes of steep valley flanks and their flatter socles	mull-like moder	-	natural climax-formation
PA-ct	830 - 840 m gr 14	fresh, clayey lessivé	mull-like moder	indicators for clayey soils (<i>Cardamine trifolia</i> -group)	natural climax-formation
PA-e	620 - 1.160 m gr 14 + 15	moist slope gley (pelosol), adhere wetness pseudogley	mull-like histomoder	indicators for waterlogged soils, rich in nutrients (species of <i>Chareophyllum</i> -, <i>Solanum dulcamara</i> -group) combined with specialists of clayey soils (<i>Cardamine trifolia</i> -group)	natural climax-formation
PA-ca	730 - 1.180 m gr 14 + 15	skeletal brown pararendzina to lessivé	mull-like moder	lime indicators of the <i>Sesleria</i> -group (e.g. <i>Carex alba</i>) combined with acidophytes of <i>Vaccinium myrtilus</i> -, <i>Deschampsia flexuosa</i> - and <i>Luzula luzuloides</i> -group	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Aposerido-Fagetum</i>
PA-cm	430 - 460 m gr 5 + 6	moderate fresh loam rendzina to lessivé-Terra fusca	moder	thermal indicators of <i>Carex montana</i> -group	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Hordelymo-Fagetum</i>
PA-m	440 - 500 m gd 5.3 + 6.1	temporary fresh, podzolic lessivé to pseudogley-brown earth	moder	acidophytes of <i>Vaccinium</i> -group	anthropogenic semi-natural formation instead of natural <i>Luzulo-Fagetum</i>
<i>Adenostylo glabrae-Abietetum</i>: AA-t = <i>typicum</i>, AA-av = <i>asplenietosum viridis</i>					
AA-t	950 - 1.350 gd 15.5 - 15.9	rendzina	tangel	specialists of calcareous rubble, (<i>Thlaspi rotundifolium</i> -group), light demanding species of <i>Sesleria albicans</i> -group	naturalistic subclimax-formation
AA-av	720 - 1.200 m gd 15.5 - 15.9	rock rendzina	thick tangel	specialists of calcareous rocks (<i>Asplenium</i> -group)	naturalistic subclimax-formation

Appendix 3: Fir forests at Taubenberg (FFH-area 8136-302)

		1				2				3.1		3.2						4				5	
		F7	234	235	F1	242	233	239	238	236	237	240	241	F8	230	W1	W2	231	232				
N° of relevé																							
altitude (m a.s.l.)		740	830	830	815	800	800	770	770	800	850	770	80	760	720	730	740	720	740				
exposure (°)		180	270	270	360	180	360	180	180	360	180	180	180	0	0	360	360	0	360				
inclination		2	2	3	3	10	7	7	10	10	3	7	7	0	0	3	8	0	3				
species number		22	39	38	14	23	27	32	33	37	36	33	34	26	34	22	26	60	83				
tree layer 1 (T1) cover in %		50	40	75	90	60	70	60	65	65	50	50	60	60	80	70	85	85	65				
tree layer 2 (T2) cover in %		10	40	15	-	20	25	15	5	10	10	30	30	5	-	20	20	-	10				
shrub layer 1 (S1) cover in %		-	15	15	-	3	5	7	10	20	10	10	5	20	-	10	10	5	10				
shrub layer 2 (S2) cover in %		60	10	10	40	-	-	2	5	65	5	10	2	-	-	5	3	-	5				
fied layer (F) cover in %		90	100	50	100	90	50	75	95	65	65	95	85	40	85	15	75	90	100				
moos layer (M) cover in %		30	85	65	40	95	65	95	85	70	80	100	65	50	90	45	45	100	85				
T1	Abies alba	.	2	1	2	4	3	2	2	3	2	3	3	2	3	4	4	3	3				
T2	Abies alba	.	2	1	.	2	2	2	.	2	.	2	2	.	.	.	1	.	2				
S1	Abies alba	1	.	2	1	.	.	2	.	1	.	1	2	.	2				
S2	Abies alba	r	.	2	3	.	.	+	.	2	1	1	+	.	1	.	.	+					
F	Abies alba	+	1	1	2	+	+	1	1	1	2	1	1	2	+	2	2	+	+				
T1	Picea abies	2	2	3	4	1	3	3	3	2	3	2	2	3	1	2	2	3	2				
T2	Picea abies	1	2	2	.	.	1	1	1	.	2	1	1	1				
S1	Picea abies	.	2	.	.	.	+	.	.	.	2	.	2	1	.	2	+	.	1				
S2	Picea abies	2	2	.	2	.	.	.	1	1	1	.	+				
F	Picea abies	+	2	2	2	2	2	3	2	2	1	2	.	2	1	1	3	.	3				
T2	Fagus sylvatica	1	1	2	.	.				
S1	Fagus sylvatica	.	.	2	.	.	1	.	1	2	.	.	1	2	1				
S2	Fagus sylvatica	2	.	1	+	.	.				
F	Fagus sylvatica	.	+	+	1	+	+	+	1	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+				
F	Quercus robur	1				
F	Quercus robur	+	.	+	.	.	+	+	+	+	+	.	r	r	r	.	+	.	.				
F	Sorbus aucuparia	.	+	.	+	.	.	.	+	+	+	.	.	.	1	.	.	+	+				
F	Acer pseudoplatanus	r	.	.	1	.				
Leucobryo-Pinetum molinietosum:																							
F	Dicranum polysetum	1				
F	Vaccinium uliginosum	1				
F	Molinia arundinacea	2				
Vaccinio-Abietetum:																							
T1, F	Pinus sylvestris	3	1	2	1				
F	Vaccinium vitis-idaea	1	1	1				
F	Calluna vulgaris	2	+				
Myrtilus-type-spruce-fir-forests:																							
F	Vaccinium myrtilus (facies)	5	4	3	5	5	3	3	5	3	3	5	4	3	2	2	3	2	2				
M	Campylopus flexuosus	+	+	+	1	.	+	+				
M	Sphagnum fallax	.	1	1	1	+				
	Sphagnum capillifolium	3	1				
d Carex pilulifera-variant:																							
F	Dryopteris dilatata	.	+	1	+	+	+	2	+	.	2	.	3	+					
F	Carex pilulifera	+	1	1	+	+	+	+	.	.	+	+	r					
F	Oxalis acetosella	1	+	.	.	+	.	+	2	+	+	2	2				
F	Carex brizoides	+	.	.	+	+	+	.	1	2					
F	Maianthemum bifolium	+	+	.	.	+	+	+				
Galium-type-fir-spruce-forests																							
(Fagion-/Fagetalia):																							
F	Galium rotundifolium	.	.	+	+	+	1	1				
F	Festuca gigantea	+	r	1	1				
F	Lysimachia nemorum	+	+	1	1				
M	Plagiochila asplenioides	1	.	.	1	2				
M	Plagiomnium affine	2	.	1	3	1				
F	Carex sylvatica	+	+	1	2				
F	Sambucus nigra	r	.	r	1	.				
M	Plagiomnium undulatum	+	r	2	.				
F	Geranium robertianum	+	.	1	+				
F	Brachypodium sylvaticum	+	1	1				
F	Sanicula europaea	1	1				
F	Viola reichenbachiana	1	1				
F	Festuca altissima	1	+				
F	Prenanthes purpurea	r	+				
F	Asarum europaeum	+	+				
F	Dryopteris filix-mas	+	1				
Pyrolo-Abietetum:																							
F	Epipactis helleborine	+				
F	Melica nutans	+				
F	Mercurialis perennis	+				
F	Aegopodium podagraria	2				
F	Bromus ramosus benekenii	1				
F	Carex digitata	1				
d equisetetosum:																							
F	Equisetum sylvaticum	2				
F	Knautia dipsacifolia	2				
F	Cirsium oleraceum	1				
F	Crepis paludosa	r				

N° of relevé	1				2				3.1		3.2						4			5
	F7	234	235	F1	242	233	239	238	236	237	240	241	F8	230	W1	W2	231	232		
Piceion/Piceetalia:																				
M	Bazzania trilobata	.	2	1	+	2	2	2	1	1	1	2	2	2	.	2	2	.	1	
M	Plagiothecium undulatum	.	2	1	.	1	+	2	.	+	1	.	1	2	.	.	.	+	2	
F	Lycopodium annotinum	.	1	.	2	.	.	.	1	2	2	1	
M	Sphagnum girgensohnii	1	.	+	+	+	
	Rhytidiadelphus loreus	
F	Huperzia selago	.	.	1	
	Blechnum spicant	
other companions:																				
F	Dryopteris carthusiana	.	1	+	+	+	.	+	+	1	+	+	+	+	+	.	1	+	+	
	Deschampsia flexuosa	.	+	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	+	+	
	Rubus pedemontanus	.	+	+	2	+	+	.	.	3	+	1	3	+	
F	Pteridium aquilinum	2	1	+	+	
	Frangula alnus	3	
F	Luzula pilosa	r	+	+	
F	Deschampsia cespitosa	+	.	.	+	.	.	2	
F	Rubus idaeus	r	+	
F	Primula elatior	+	
F	Chaerophyllum hirsutum	+	
F	Athyrium filix-femina	+	
F	Senecio fuchsii + nemorensis	r	1	
F	Solidago virgaurea	+	
mosses:																				
M	Polytrichum formosum	1	3	3	+	4	1	2	2	1	2	3	2	3	3	2	2	3	1	
M	Thuidium tamariscinum	1	3	2	3	2	1	3	3	4	2	3	2	2	3	3	3	3	3	
M	Dicranum scoparium	+	2	1	+	2	+	3	2	+	2	2	2	2	.	+	1	.	1	
M	Pleurozium schreberi	3	2	2	.	1	.	2	3	.	1	2	.	+	1	
M	Hypnum cupressiforme	+	1	1	+	.	+	+	1	+	1	1	+	2	.	+	+	.		
M	Leucobryum glaucum	+	+	2	.	1	3	1	2	.	2	1	2	.	.	1	+	.		
M	Hylocomium splendens	.	2	2	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	+	.	.	.		
M	Eurhynchium striatum ssp. angustirete	+	.	+	.	+	.	+	.	+	.	+	.	.	2	+	1	2		
M	Dicranodontium denudatum	.	1	+	.	.	1	+	.	.	+	+	1	1	.	1	.	.		
M	Plagiothecium curvifolium	.	.	+	.	+	.	1	.	+	.	1	+		
M	Calypogeia azurea	+		
M	Cirriphyllum piliferum		
M	Lepidozia reptans	.	.	+		
M	Lophocolea bidentata	+		
M	Scleropodium purum	+		

in 1 relevé:

Acer platanoides K (231: r), Actaea spicata (231: r), Ajuga reptans (231: r), Betula carpatica S1 (235: +), Calamagrostis epigeios (237: +), Calliergonella cuspidata (232: 1), Carex remota (W2: +), Dactylis glomerata (232: +), Fragaria vesca (232: +), Frangula alnus (230: +), Galeopsis tetrahit (231: r), Geum urbanum (W1: +), Hedera helix K (231: +), Hieracium sylvaticum (232: +), Hyericum perforatum (232: +), Knautia dipsacifolia (232: 2), Lamium gal. ssp. montanum (232: +), Lonicera nigra (231: r), Melampyrum pratense (241: +), Mycelis muralis (W1: r), Pestsites albus (232: 1), Phyteuma spicatum (231: +), Polygonatum multiflorum (231: +), Pulmonaria officinalis (232: 1), Rhytidiadelphus triquetrus (231: +), Ranunculus lanuginosus (232: 1), Stachys sylvatica (W2: +), Streptopus amplexifolius (232: +), Veronica montana (232: +), Viburnum opulus (232: +)

types:

1 =	Leucobryo-Pinetum molinietosum
2 =	Vaccinio vitis-idaeeae-Abietetum
3.1 =	Luzulo-Abietetum vaccinietosum myrtilli, typical variant
3.2 =	Luzulo-Abietetum vaccinietosum myrtilli, Carex pilulifera-variant
4 =	Galio rotundifolii-Abietetum
5 =	Pyrolo-Abietetum equisetetosum sylvatici

submitted: 23.09.2005

reviewed: 26.10.2005

accepted: 28.10.2005

Autorenanschrift:

Dr. Helge Walentowski

Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft,

Am Hochanger 11, D-85354 Freising,

e-mail: wal@lwf.uni-muenchen.de

home: <http://www.lwf.bayern.de/organisation/mitarbeiter-verzeichnis/wal.php>

Dr. Michael Fischer

Ettaler Str. 9

82487 Oberammergau

e-mail: Fischer.MKH@t-online.de

Rudolf Seitz

Winterstraße 5,

D-86551 Aichach,

email: Seitz.Rudolf-0001@t-online.de

The importance of Silver fir (*Abies alba* Mill.) in comparison to spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) for arboreal Heteroptera communities in Bavarian forests

Martin G o ß n e r

Abstract

Heteropteran communities in the canopies of Silver fir (*Abies alba*) and spruce (*Picea abies*) were studied at three lowland and three mountainous sites throughout Bavaria using flight-interception traps. At one lowland site sampling was extended to oak (*Quercus petraea*). A significantly higher number of species and specimens occurred on fir when compared to spruce. Including all sampled species, numbers on fir were even higher than on oak. Excluding tourists, oak was most species rich. Results demonstrate that fir, spruce, and oak harbour distinct communities. While specific communities including several rare species (e.g. *Actinonotus pulcher*, *Psallus punctulatus*) were found on fir, mainly generalists were found on spruce. *Pinalitus atomarius*, *Cremnocephalus alpestris*, *Phoenicocoris dissimilis* and *Orius minutus* significantly preferred fir. Therefore, with an increased cultivation of fir in lieu of spruce, an increase in Heteropteran diversity can be expected.

Introduction

Silver fir (*Abies alba*) was wide spread throughout Bavaria once and it is assumed that it covered around 8-15% of the potential natural forest area (WALENTOWSKI et al. 2004). In upland and mountain forests it was the most frequent coniferous tree species (SEITSCHKEK 1978, SCHMIDT 2004). Because of its broad ecological amplitude it colonised a diverse spectrum of sites after postglacial remigration from its refuges which included mountain as well as dry lowland sites in Franconia (KÖLLING et al. 2004, KÖLLING & BORCHERT 2004). However, the proportion of fir in Bavarian forests declined dramatically during the last two centuries (SEITSCHKEK 1978, SCHMIDT 2004). At present, only 2.1 % of forest area is stocked in fir (BAYER. LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT 2004). There is a variety of reasons for this decline. Silvicultural support of spruce (*Picea abies*), grazing impact caused by high ungulate densities, and damage by pollution are the main factors (BROSINGER 2004, ELLING 2004). Recently an increasing cultivation of fir is dictated by forest management, not least because of increasing problems with spruce plantation as a consequence of climate warming (SCHMIDT 2004). Considering the variety of advantages compared to other tree species, fir seems to be an economically profitable tree species (KNOKE 2004).

From the faunistic point of view the importance of fir in Bavarian forests is scarcely known (e.g. MÜLLER & GOßNER 2004). Generally arthropod communities on fir are assessed as species poor in most taxa compared to other conifer species like spruce and pine (e.g. KLIMETZEK 1993, BÖHME 2001, BRÄNDLE & BRANDL 2001, SZENTKIRÁLYI 2001). However, GOßNER & BRÄU (2004) already pointed out that fir seems to be of faunistic interest for Heteroptera based on results of a study of three fir trees in Middle Swabia. Also, the studies in primary forest sanctuaries of Slovenia (FLOREN & GOGALA 2002) and in parks of Sweden (LINDSKOG & VIKLUND 2000) where fir is an ornamental plant give evidence for the importance of this tree species for several Heteroptera species. To enable a more reliable assessment of the importance of fir for arboreal Heteroptera communities, fir and spruce were sampled at three mountainous and three lowland forest stands across Bavaria. For a broader judgement the study was extended by a comparison to the communities on oak (i.e. *Quercus petraea*), the most species rich native tree genus relevant to forestry in Bavaria (e.g. BRÄNDLE & BRANDL 2001, WACHMANN et al. 2004, GOßNER 2005a).

Material und Methods

Heteroptera communities on fir (*A. alba*) and spruce (*P. abies*) were studied at six different sites across Bavaria, and those of oak (*Q. petraea*) at the site "Feuchtwangen" (Fig. 1). Fir is known to be autochthonous at all six sites. Three lowland (500-600 a.s.l.) and three mountainous (720-960 a.s.l.) sites, characterized by a high variety of substrate, were investigated (Table 1; see also GAUDERER et al. 2005). At site Feuchtwangen oak, spruce, and fir grow next to each other but lumped in a stand. At the other stands studied tree species occurred in a mixed stand, mainly together with beech (*Fagus sylvatica*) or pine (*Pinus sylvestris*).

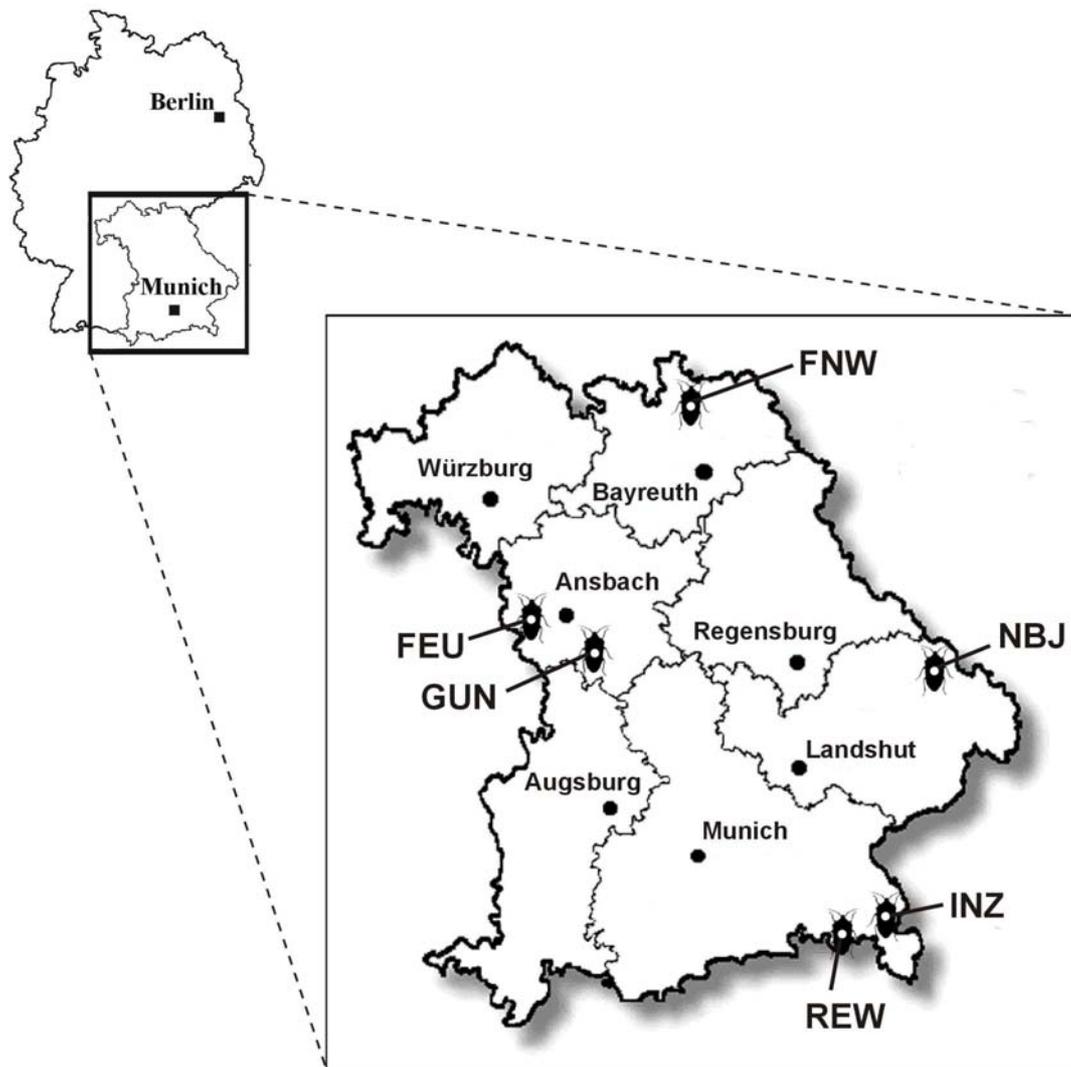


Fig. 1: Map of study sites. FEU = Feuchtwangen, GUN = Gunzenhausen, FNW = Frankenwald, NBJ = National Park "Bayerischer Wald", INZ = Inzell, REW = Reit im Winkl.

Table 1: Characterisation of studied sites. Pa=*Picea abies*, Aa=*Abies alba*, Qp=*Quercus petraea*, Ps=*Pinus sylvestris*, Fs=*Fagus sylvatica*. FNR=Forest Nature Reserve, NP=National Park.

site	Feuchtwangen	Gunzenhausen	Frankenwald	Bayer. Wald	Inzell	Reit im Winkl
abbreviation	FEU	GUN	FNW	NBJ	INZ	REW
geogr. coordinates	10°20'39"E 49°10'35"N	10°46'45"E 49°11'32"N	11°34'43"E 50°18'02"N	13°29'37"E 48°54'02"N	12°47'25"E 47°46'27"N	12°27'58"E 47°41'05"N
Size of stand (ha)	7.0	0.7	5.0	2.0	18.0	13.2
Tree age (mean) of studied tree species [years]	Pa 70 Aa / Qp 150	Pa / Aa 88	Pa / Aa 124	Pa / Aa 120	Pa / Aa 110	Pa / Aa / Ps 100
number of sampled trees (additional trees)	Pa 5, Aa 5, Qp 5	Pa 5, Aa 5	Pa 5, Aa 5	Pa 5, Aa 5	Pa 5, Aa 5	Pa 5, Aa 5(2), (Ps1)
a.s.l. [m]	500	510	550 - 600	870	720	960
geology	middle red marl	red marl sand	basement complex	crystalline basement complex	flysch	alpine lime(stone)
temperature in tree crown [°C]	15.1	14.6	13.5	12.8	12.6	12.4
precipitation [mm/a]	750	750	739	1360	1052	1052
Occuring tree species	Pa, Aa, Qp; Fs	Pa, Aa, Ps, Fs	Pa, Aa, Fs	Pa, Aa, Fs	Pa, Aa, Fs	Pa, Aa, Fs, (Ps)
forest type	managed	managed	unmanaged (FNR)	unmanaged (NP)	managed	managed

At each site five trees of each tree species were studied using flight interception traps (WINTER et al. 1999). At site Reit im Winkl two additional fir trees and one pine tree (*P. sylvestris*) were sampled. Traps consisted of a crossed pair of transparent plastic shields (40x60cm) with a funnel of smooth plastic cloth attached at the bottom and at the top; at the end of both funnels sampling jars were mounted filled with killing and preserving agent (1.5% copper-vitriol-solution). Flying arthropods are intercepted by the window, either they display a fright-reaction, fall down, and are sampled in the lower jar, or they try to avoid the window by flying upwards and are sampled in the upper jar. The traps were installed in the centre of each tree crown. Sampling took place during the vegetation period (April–October) of the year 2004 with a one-month sampling interval. Arthropods were transferred into alcohol (70%–ethanol) in the field. In the laboratory, samples were sorted into taxonomic orders. Species determination was done by the author using common identification keys (WAGNER 1952, 1966, 1967, 1971, 1973, 1975; WAGNER & WEBER 1978; PÉRICART 1972, 1987) and several other species-level publications. The determination of critical species was checked by G. SCHUSTER (Schwabmünchen). Based on expert knowledge the following species were classified as “tourists”: ground-living species, specialists of herbaceous plants, all broad-leaved tree specialists found on spruce/fir and vice versa.

For analysing differences in number of specimens or species Kruskal–Wallis–ANOVA (KW–ANOVA) and Mann–Whitney–U–test (MWU–test) were performed. For post–hoc–comparisons the Nemenyi post–hoc test was used (KÖHLER et al. 1996). For comparison of species richness on different tree species Shinozaki-rarefaction statistic (SHINOZAKI 1963) was applied. The curvature of the Shinozaki–curves depends on the heterogeneity of species composition and is a measure of beta–diversity. If the slope of a curve reaches zero the species are considered to be well represented in the samples. A deviation of the slope from zero indicates that further sampling will result in more species. For community–level analyses a Detrended Correspondence Analysis (DCA) was performed using abundance data (JONGMAN et al. 1995). Detrending was used to reduce the arch effect. DCA calculates eigenvalues (for all axes), which are equivalent to the correlation coefficient. Resulting axes are a measure of beta–diversity. By an Indicator Species Analysis (DUFRÈNE & LEGENDRE 1997) indicator values for each heteropteran species were computed based on information of the relative abundance and relative frequency of heteropteran species on a particular tree species. These were tested for statistical significance using a Monte Carlo technique.

Data analysis was done using common computer programs and PC–ORD 4.10 for Windows (McCUNE & MEFFORD 1999) for Correspondence and Indicator Species Analysis.

P–values between 0.05 and 0.10 were considered as a trend. This was done in order to present some conspicuous but not statistically provable differences between tree species.

Results

Diversity

A total of 2,690 specimens and 76 species of Heteroptera were caught on fir (30 trees), spruce (30 trees), and oak (5 trees). On two additionally sampled fir trees and one pine tree at site REW another 125 specimens (and one supplementary species) were sampled. This data is given in the Appendix (Table 5), but not included in statistical analysis.

Heteroptera on fir (species: 60%, specimens: 86%), spruce (species: 48%, specimens: 79%) as well as oak (species: 59%, specimens: 92%) were dominated by the family *Miridae*. Communities on fir exhibited a higher number of species (53) and specimens (1,800) than spruce (48 species, 663 specimens). This is illustrated by Shinozaki-curves in Fig. 2a. Oak was only sampled at site FEU. Intermediate numbers of species (29) and specimens (219) were found on oak when compared with fir (37 species, 639 specimens) and spruce (25 species, 178 specimens) (Fig. 2b). While communities on oak were influenced by “tourists” to a low extent, many “tourists” were found on fir and spruce (Fig. 2a). Excluding “tourists” from analysis, also a higher number of specimens (1,495 specimens) and species (32 species) were observed on fir when compared with spruce (27 species, 303 specimens) (Fig. 2a). However, oak was richer in species (28) than fir (19 species) and spruce (14 species) at site FEU (Fig. 2b). The abundance of Heteroptera was highest on fir (519 specimens) followed by oak (218 specimens) and spruce (44 specimens).

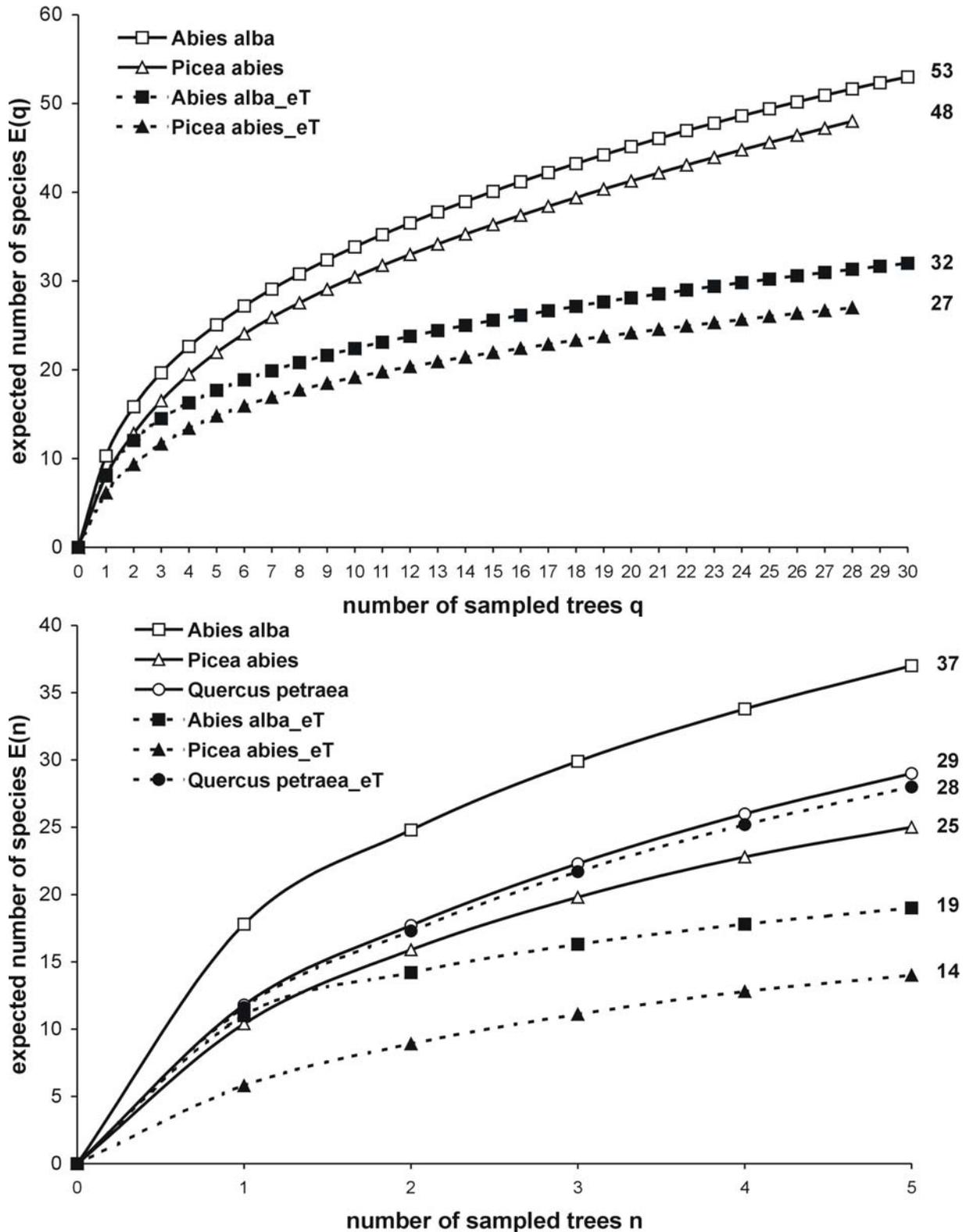


Fig. 2: SHINOZAKI-curves of Heteroptera communities on fir (*Abies alba*, squares), spruce (*Picea abies*, triangles) and oak (*Quercus petraea*, circles) over all stands (a) and at site Feuchtwangen (b). Because no heteropteran species was found on two spruce trees at site REW the length of the curves differ between *P. abies* and *A. alba* in Fig. 2a. eT=excluding "tourists".

Average number of species and specimens was higher at the lowland stands (FEU, GUN, FNW) compared to the mountainous stands (Fig. 3). This was significant regarding fir (species: $Z=3.22$ $p<0.01$, specimens: $Z=2.68$ $p<0.01$) as well as spruce (species: $Z=3.59$ $p<0.001$, specimens: $Z=4.05$ $p<0.0001$) (MWU-test), although Heteroptera communities on fir in National Park "Bayerischer Wald"

was relatively rich in species and specimens (Fig. 3). Abundance and species number of Heteroptera were higher on fir compared to spruce at all stands, but this was not statistically significant in all cases (Fig. 3). Communities on fir exhibited a higher number of species and specimens compared to oak regarding all species (statistical trend $p < 0.10$) but not when “tourists” were excluded from analysis. The difference between spruce and oak was more evident when “tourists” were excluded.

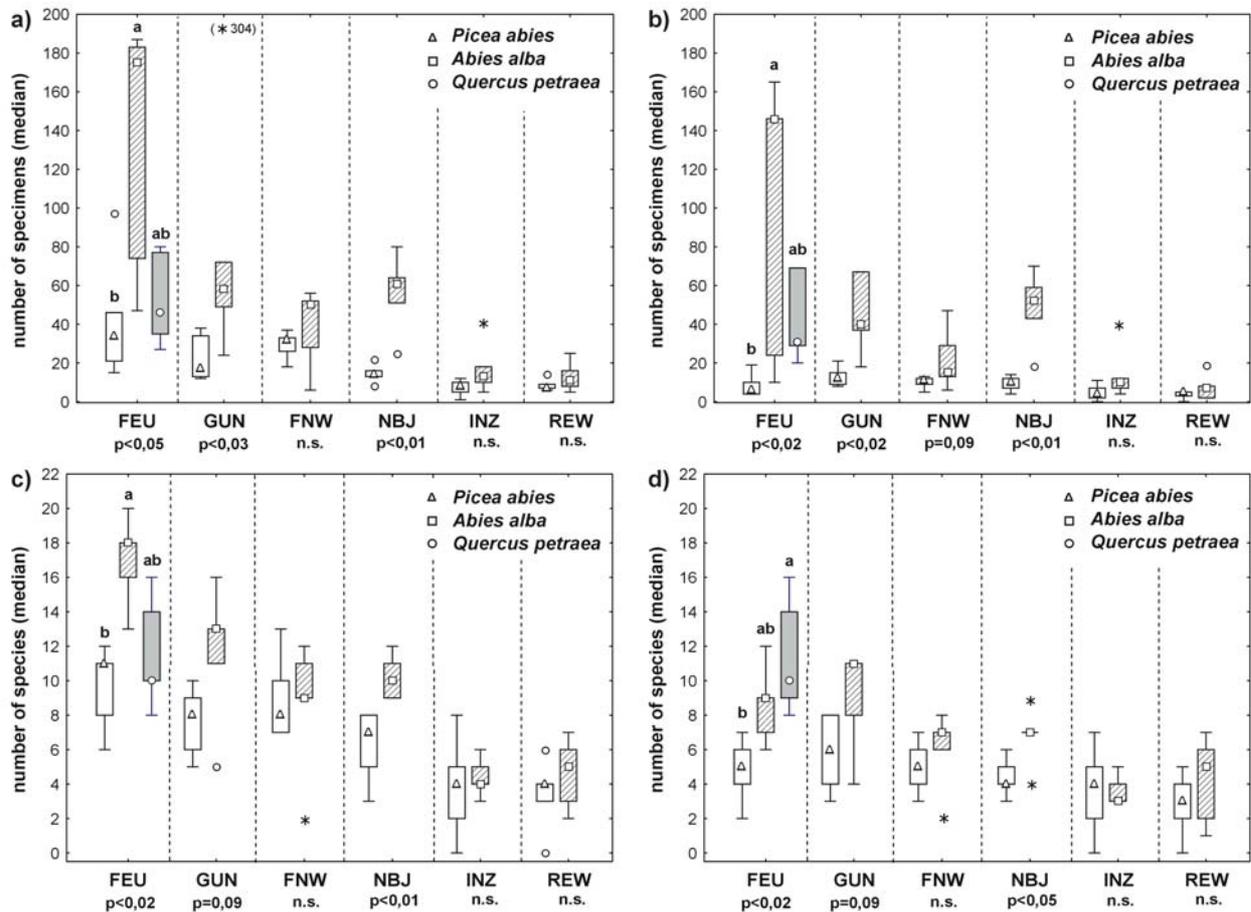


Fig. 3: Average number (median) of sampled specimens (Figs. 3a, b) and species (Figs. 3c, d), separated by stands. Figs. 3a, c: all species, Figs. 3b, d: excluding “tourists”. Results of a MWU-test or a Kruskal-Wallis-ANOVA (FEU) with Nemenyi post-hoc-test (letters are symbolising significant differences) between tree species. Box=25%/75%-percentiles, Whisker=Min-Max-values. A circle indicates extreme values between one and three times the box length, an asterisk even larger value.

The effect of “tourists” on the communities of the studied conifers was caused mainly by Heteroptera species inhabiting broad-leaved tree species. The proportion was highest at site FEU where it reached an average value of around 50% (Table 2). No significant difference could be found between spruce and fir at most stands. An exception was site FNW where a higher proportion was observed on spruce compared to fir.

Table 2: Average proportion (median) of broad-leaved tree species on Heteroptera communities on spruce (*Picea abies*) and fir (*Abies alba*).

	FEU	GUN	FNW	NBJ	INZ	REW
<i>P. abies</i>	0.45	0.20	0.30	0.16	0.00	0.13
<i>A. alba</i>	0.50	0.18	0.22	0.30	0.17	0.00
MWU-test	n.s.	n.s.	Z=1.98 $p < 0.05$	n.s.	n.s.	n.s.

Canopy community

Communities (excluding “tourists”) on spruce and fir differed conspicuously, illustrated by the separation along dimension 1 by a correspondence analysis (except REW-fir/NBJ-spruce). This indicates that communities on spruce and fir were differently structured. Species decisive for the separation of the communities on spruce and fir are shown in Fig. 4. In total no captured species

exhibited higher abundance on spruce, even though the proportion of some species (species in the right part of Fig. 4) on total community was higher on spruce. Only at site FEU *Parapsallus vitellinus* was slightly more abundant on spruce (Table 3). Several species were obviously more abundant on fir and four of these exhibited a significant preference of fir; *Cremnocephalus alpestris* (Indicator-values: fir: 71, spruce: 1), *Orius minutus* (fir: 51, spruce: 3), *Phoenicocoris dissimilis* (fir: 47, spruce: 0), and *Pinalitus atomarius* (fir: 66, spruce: 3) (Monte-Carlo-test, $p < 0.001$).

Regarding both conifers, Heteroptera communities of lowland and mountain stands were separated by a correspondence analysis along dimension 2 (Fig. 4). While *Pinalitus atomarius* and *Phytocoris intricatus* clearly preferred mountain sites, *Phoenicocoris dissimilis*, *Orius minutus*, *Phoenicocoris modestus*, and *Parapsallus vitellinus* did so in lowland sites (Fig. 4).

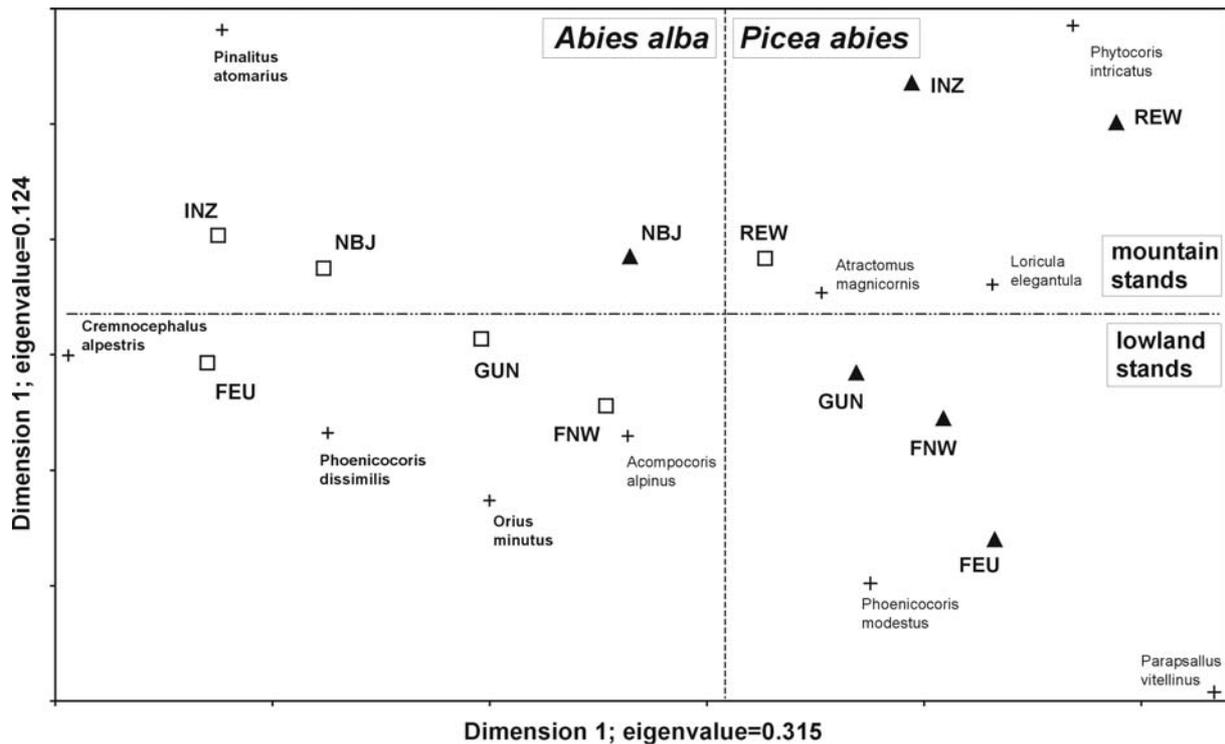


Fig. 4: Ordination diagram (DCA) of Heteroptera communities (excluding “tourists”), separated by site and tree species (□ fir *Abies alba*, ▲ spruce *Picea abies*). Only species with more than 30 specimens are shown. Species that exhibited significant difference in abundances between spruce and fir are bolded (Monte-Carlo-test $p < 0.05$).

At site FEU communities of oak were conspicuously different from that on conifers even when all species were taken into account (Fig. 5). In this single tree comparison moreover, distinct communities on spruce and fir were found (except one fir tree). Heteroptera communities on spruce and oak were more similar than that of fir and oak. *Cremnocephalus alpestris*, *Orius minutus*, *Phoenicocoris dissimilis*, and *Pinalitus atomarius* preferred fir (Table 3). Additionally, *Atractotomus magnicornis* and *Actinonotus pulcher* were conspicuously more abundant on fir when compared to spruce and oak. Several species were more abundant on oak than on the conifers. Of these *Psallus mollis*, *Rhabdomiris striatellus* and *Deraeocoris lutescens* significantly preferred oak. Only for *Parapsallus vitellinus*, even though not significant, an affinity to spruce can be supposed. Surprisingly, *Harpocera thoracica*, an oak specialist, was more abundant on spruce (108 specimens) and fir (43 specimens) than on oak (11 specimens). However, the difference was not statistically significant. The position of the data point representing *Psallus varians* close to spruce in the ordination diagram (Fig. 5) is not because of a high abundance on this tree species (1 specimen), but high abundance on fir (23 specimens) and oak (21 specimens). As well, at site FNW *P. varians* occurred in high numbers on spruce (52 specimens) and fir (57 specimens).

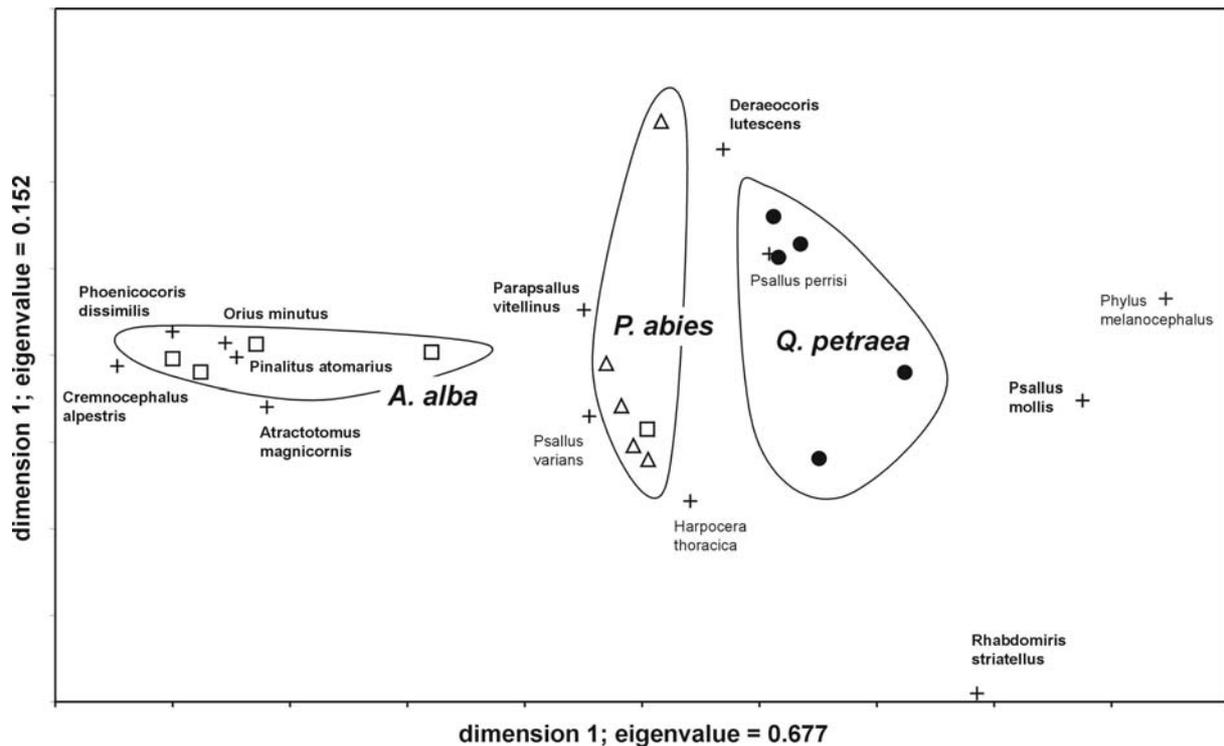


Fig. 5: Ordination diagram (DCA) of Heteroptera communities (single trees, including “tourists”) on spruce (*Picea abies*, Δ), fir (*Abies alba*, \square) and oak (*Quercus petraea*, \bullet) at site FEU. Only species with more than 15 specimens are shown. Species that exhibited significant difference in abundances between spruce, fir and oak are bolded (Monte-Carlo-test $p < 0.10$).

Table 3: Results of a Monte-Carlo-Test (indicator-values, p-values) for difference activity of heteropteran species ($p < 0.10$) between oak (*Quercus petraea*), spruce (*Picea abies*), and fir (*Abies alba*) at site FEU.

	<i>Q. petraea</i>		<i>P. abies</i>		<i>A. alba</i>		p
	Abundance	Indicator value	Abundance	Indicator value	Abundance	Indicator value	
<i>Cremnocephalus alpestris</i>	0	0	3	0	351	99	0.001
<i>Orius minutus</i>	2	1	3	3	39	89	0.001
<i>Pinalitus atomarius</i>	0	0	0	0	15	100	0.001
<i>Psallus mollis</i>	35	90	1	1	3	3	0.005
<i>Atractotomus magnicornis</i>	0	0	10	18	34	77	0.014
<i>Phoenicocoris dissimilis</i>	0	0	0	0	22	80	0.016
<i>Rhodomiris striatellus</i>	13	65	0	0	3	8	0.029
<i>Deraeocoris lutescens</i>	80	62	16	12	34	26	0.032
<i>Actinonotus pulcher</i>	0	0	0	0	4	60	0.068
<i>Parapsallus vitellinus</i>	0	0	13	58	5	11	0.084

The single pine tree at site REW revealed a Heteroptera community different from that of fir and spruce (Appendix, Table 5). *Alloeotomus germanicus* and *Phoenicocoris obscurellus* exhibited conspicuous higher abundances on the pine tree compared to the other conifer species.

Endangered species

Not only more specimens and species in total but also more endangered species were found on fir as compared to spruce during the presented study (Table 4). Interestingly, with *Pinalitus atomarius* and *Phoenicocoris dissimilis* two of these species were found in quite high numbers and at almost all studied stands. Noteworthy is the occurrence of two mistletoe-specialists, *Pinalitus visicola* and *Hypseloecus visci* on fir at site FEU and GUN. At both sites mistletoes grew on the studied fir trees. The finding of *Actinonotus pulcher*, *Deraeocoris trifasciatus* and *Psallus punctulatus*, known from broad-leaved trees, on fir is worth mentioning. While the two latter could only be observed at site FEU,

A. pulcher occurred also at the alpine sites INZ and REW. The record of *A. pulcher* at site REW was made on the two additionally sampled old fir trees. *Alloeotomus germanicus* has an affinity to pine.

Table 4: Species that are listed in the Red List of endangered species of Bavaria (RLB, ACHTZIGER et al. 2003) and Germany (RLG, GÜNTHER et al. 1998) found on spruce (Pa, *P. abies*), fir (Aa, *A. alba*), oak (Qp, *Q. petraea*), and pine (Ps, *P. sylvestris*) (in brackets: total number of sampled trees). FG=feeding guild (z=zoophagous, p=phytophagous, o=omnivorous, ?=unknown), H=habitat (t=tree, h=herbaceous plant, m=mistletoe), TH=tree habitat (c=coniferous trees, b=broad-leaved trees).

	FG	H	TH	RLB	RLG	Pa (30)	Aa (30)	Qp (5)	Ps (1)	site
Microphysidae										
<i>Loricula ruficeps</i>	z	t	b+c	R	A 1	2	1	1	0	FEU, GUN
<i>Myrmedobia distinguenda</i>	z	t	c	R	A 2/3	0	1	0	0	INZ
Miridae										
<i>Alloeotomus germanicus</i>	z	t	c	3		1	0	0	5	GUN, REW
<i>Actinonotus pulcher</i>	?	t	b	R	A 0	0	6*	0	0	FEU, INZ, REW*
<i>Orthotylus obscurus</i>	p	t	c	R	A 1	0	1	0	0	FEU
<i>Psallus piceae</i>	o	t	b	R		1	0	0	0	FEU
<i>Psallus pinicola</i>	o	t	c	R		1	0	0	0	INZ
<i>Deraeocoris trifasciatus</i>	z	t	b	V		0	2	0	0	FEU
<i>Psallus punctulatus</i>	o	t	b	new	A 2/3	0	3	3	0	FEU
<i>Pinalitus viscidola</i>	p	m	c	R		0	4	0	0	FEU
<i>Pinalitus atomarius</i>	p	t		R	A 1	12	111	0	0	FEU, GUN, FNW, NBJ, INZ, REW
<i>Hypseloecus visci</i>	p	m		G		0	3	0	0	FEU, GUN
<i>Phoenicocoris dissimilis</i>	?	t	c	R	A 1	0	51	0	0	FEU, GUN, FNW, NBJ, REW
Anthocoridae										
<i>Elatophilus nigricornis</i>	z	t	c	R	A 2/3	0	0	0	1	REW
Aradidae										
<i>Aradus obtectus</i>	m	t	b+c	R	A 1	0	1	0	0	REW
Lygaeidae										
<i>Metopoplax origani</i>	p	h		1		0	1	0	0	NBJ
Rhopalidae										
<i>Brachycarenum tigrinus</i>	p	h		2		1	2	1	0	FEU, GUN
Reduviidae										
<i>Empicoris baerensprungi</i>	z	t	b+c	R	A 2/3	0	0	1	0	FEU
Total number of RL-specimens						18	186	6	6	
Total number of RL-species						6	13	4	2	

* one specimen was found on an additional fir tree not included in the analyses.

Discussion

Diversity on different tree species

Heteroptera communities on fir (*Abies*) are supposed to be less diverse than those of other conifer species like spruce (*Picea*) or pine (*Pinus*) in Germany. BRÄNDLE & BRANDL (2001) reported about six phytophagous Heteroptera on *Abies*, 21 on *Picea* and 26 on *Pinus*. In a recently published book on the biology and ecology of plant bugs (*Miridae*) of Germany, WACHMANN et al. (2004) described 11 *Miridae* that were regularly found on *Abies*, 24 on *Picea* and 26 on *Pinus* (excl. *Pinus mugo*), excluding species that use conifers only as overwintering habitat. For none of these species is *Abies* specified as main host tree. In contrast, I found a significantly higher diversity on fir than on spruce (Fig. 2, 3). The low species number of *Abies* in previous publications is most probably a consequence of the low number of studies on Heteroptera communities on this tree species in the past. It is assumed that the experimental designs of these studies were not adequate to collect the canopy community of fir representatively. On the one hand investigations were only snapshots, like the fogging of fir trees in Slovenia at one date (end of June) by FLOREN & GOGALA (2002). On the other hand most information on fir communities is gained via ground based hand collecting. Also, regarding

other insect taxa like Coleoptera, Neuropterida, Aphidoidea, Symphyta, and Lepidoptera fir is expected to be species poor compared to spruce and pine (BÖHME 2001, BRÄNDLE & BRANDL 2001, SZENTKIRÁLYI 2001) and this might be also a consequence of less intense research activities on this tree species (MÜLLER & GOßNER 2004, MÜLLER et al. 2005).

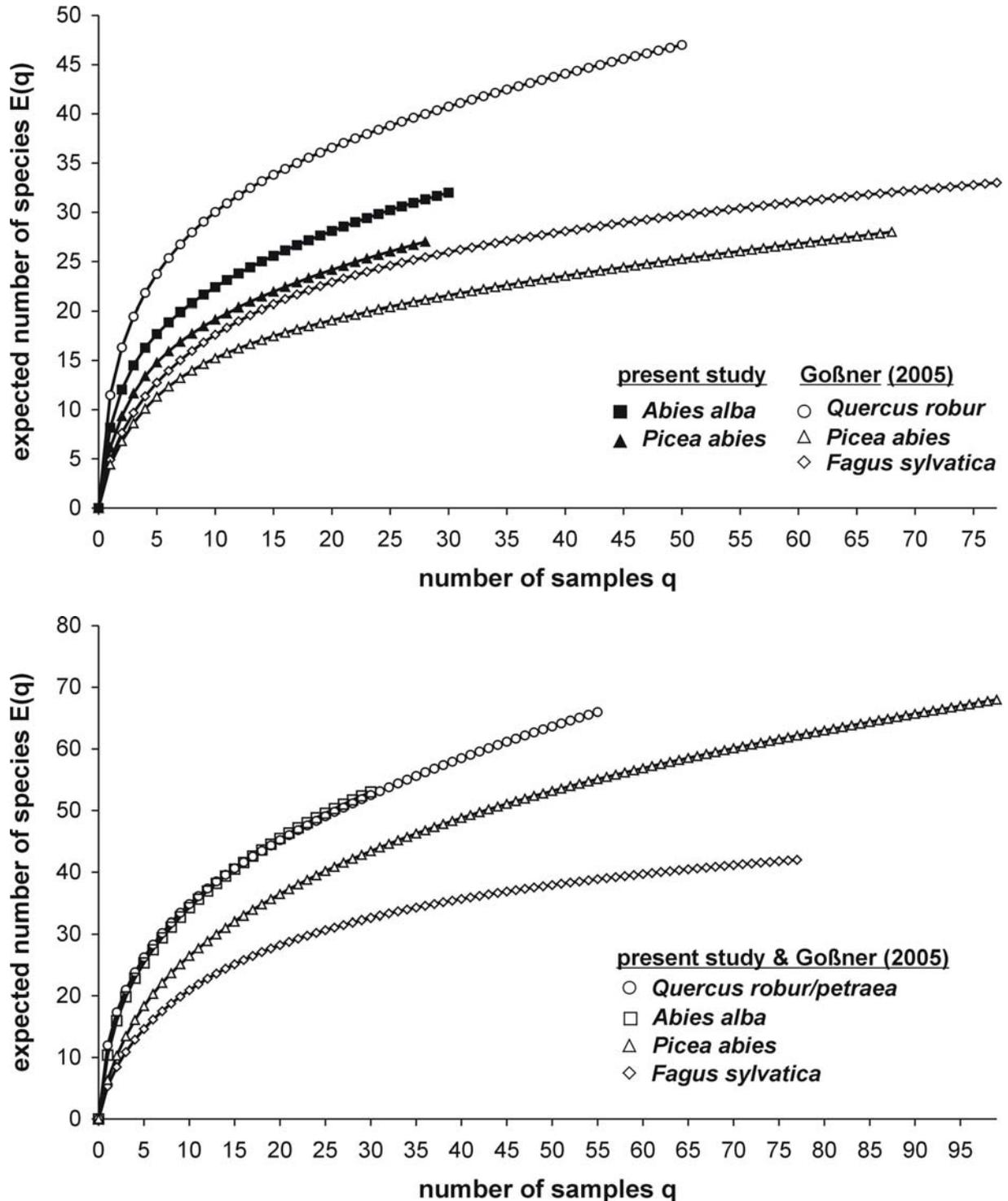


Fig. 6: Shinozaki curves of Heteroptera communities found on oak (*Quercus robur/petraea*), spruce (*Picea abies*), and beech (*Fagus sylvatica*) in the study of GOßNER (2005a) and on spruce (*P. abies*) and fir (*Abies alba*) in the present study. a) Excluding and b) including "tourists".

As I demonstrated, Heteroptera communities on oak exhibited higher number of species compared to spruce and fir, when "tourists" were excluded from analyses (Fig. 2b, 3d). This confirms the studies of BRÄNDLE & BRANDL (2001) (39 species) and WACHMANN et al. (2004) (47 species) mentioned above. A comparison to the study of GOßNER (2005a), who studied Heteroptera communities in tree crowns of oak, spruce, and beech at three different sites in Southern Bavaria by using "the same trapping

method, reveals other interesting aspects. Within tree species relevant to forestry in Bavaria, Heteroptera communities on oak are most diverse, followed by fir (Fig. 6a). Diversity on spruce was higher in the present study compared to that of GOßNER (2005a) where spruce was examined on sites outside its natural growth range. In the present study three sites within the natural growth range of spruce were investigated; National Park "Bayerischer Wald", Inzell, and Reit im Winkl. However, communities on spruce were not more diverse and not richer in specialists at sites where spruce is native than on sites where it is not native. Climatic constraints at the mountainous sites led to lower abundance and species number of Heteroptera (Fig. 3) when compared to lowland sites. Therefore, climatic conditions were the key factors for differences in Heteroptera diversity between sites in present study.

"Tourists" had a conspicuous effect on the total species number on fir, although the proportion of broad-leaved tree species was not higher on fir as compared to spruce (Table 2). This was true for the dry lowland site of Feuchtwangen, where species numbers on fir was even higher than on oak (Fig. 3c). This might be explained by the fact that fir is an autochthonous element of colline forests (WALENTOWSKI et al. 2001, KÖLLING et al. 2004), while spruce has been cultivated in this region for not longer than a few centuries. In some species direct adaptation to deciduous trees (oak) and fir might have occurred (1), in other species structural elements (e.g. mistletoes) have to be seen as ecological links between deciduous trees and fir (2).

1.) Examples for the first group are the rarely found species *Actinonotus pulcher* and *Psallus punctulatus*. WACHMANN et al. (2004) described *Quercus* and *Acer* as main host genera of the montane-mediterranean *A. pulcher*. Southeast Europe is its central distribution area and only a few, mostly old records from mountainous regions are known from Germany (GOßNER & BRÄU 2004, WACHMANN et al. 2004). However, GOßNER & BRÄU (2004) found six specimens of *A. pulcher* on fir at a lowland forest site (630m a.s.l.) in Southern Bavaria; no specimen could be observed on other coniferous and broad-leaved trees. In the present study *A. pulcher* also occurred exclusively on fir, mainly at the dry, lowland forest site of Feuchtwangen. Therefore the preference neither for broad-leaved trees nor for mountainous sites was confirmed by the present study. FLOREN & GOGALA (2002) captured *A. pulcher* in their study of the canopy fauna of beech and fir in primary forest sanctuaries of Slovenia exclusively on fir using canopy fogging. Based on these recent records from fir, an affinity of *A. pulcher* to fir is assumed. Therefore an adaptation to fir and oak can be suggested. *P. punctulatus* is described as species occurring exclusively on *Quercus*, possibly only on *Q. petraea* (WACHMANN et al. 2004). GOßNER (2005b) demonstrated that *P. punctulatus* occurs on *Quercus* species at several sites in northern Bavaria. In the present study *P. punctulatus* was found on *Q. petraea* and *Abies alba* at site Feuchtwangen and this indicates that an adaptation to both species might have occurred.

2.) Two species that are known to live phytophagously on mistletoes (mainly *Viscum album* spp. *album*) were captured on fir, *Hypseloecus visci* and *Pinalitus viscicola*. Both species have been rarely found, because of difficulty of accessing mistletoes in tree crown. However, they also occur on *Viscum album* growing on other broad-leaved tree species and *P. viscicola* is also known from *Loranthus europaeus* on oak (WACHMANN et al. 2004). The records of *H. visci* and *P. viscicola* on fir at site Feuchtwangen and Gunzenhausen, where mistletoes grow on sampled trees indicate that *H. visci* and *P. viscicola* also colonise fir-mistletoes (*Viscum album* spp. *abietis*). FLOREN & GOGALA (2002) also found *Hypseloecus visci* on fir in Slovenia. Therefore, mistletoes might be seen as a structural link between broad-leaved trees and fir. Another link seems to exist between broad-leaved trees and pine. *H. visci* was already recorded from pine-mistletoes (*Viscum laxum* on *Pinus sylvestris*) (WACHMANN et al. 2004).

With *Psallus varians* and *Harpocera thoracica* two other Heteroptera species of broad-leaved trees were observed in high numbers on spruce and fir. For *P. varians* this confirms results from GOßNER (2005a), who studied tree crown communities of spruce at three different sites in Bavaria. WACHMANN et al. (2004) described that *P. varians* sometimes occurs on conifers, but they suggested conifers not to be host trees. The high abundance of this species on conifers remains unclear. This also applies to the numerous catches of *Harpocera thoracica* on spruce and in lower numbers on fir. WACHMANN et al. (2004) described this species as an oak specialist, sucking on pollen bags of young floescence, but also on aphids. In the study of GOßNER (2005a) *H. thoracica* significantly preferred oak to beech and spruce. Only a very few specimens of this species were captured on spruce. Considering all data on Heteroptera species (including "tourists") found on oak, spruce, fir, and beech in the present study as well as in the study of GOßNER (2005a), a similar number of species is expected for oak and fir (Fig. 6b). Which of the "tourist"-species (known from broad-leaved trees only) found on fir, use this conifer species as food resource and for larval development remains unknown.

Canopy community

Distinct communities were found more often on mountainous as compared to lowland stands on fir or on spruce (Fig. 4). This indicates that communities in mountain areas are not only poorer in species and specimens but also differently structured. Some species like *Pinalitus atomarius* and *Phytocoris intricatus* exhibited a higher proportion of the total community in mountain sites, others like *Phoenicocoris dissimilis*, *Orius minutus*, *Phoenicocoris modestus*, and *Parapsallus vitellinus* did so in lowland sites. This difference in community structure can be interpreted as more severe climatic conditions at mountain compared to lowland sites. The high proportion of *P. atomarius* and *P. intricatus* at the mountain sites confirms data on their distribution given by WACHMANN et al. (2004) (see also WAGNER 1952, 1970, STICHEL 1958, JOSIFOV 1986).

The distinct communities on spruce and fir were traced back mainly to the preference of *P. atomarius*, *Cremnocephalus alpestris*, *Phoenicocoris dissimilis* and *Orius minutus* for fir. Interestingly, WACHMANN et al. (2004) described *Picea* as a main host tree genus of phytophagous *P. atomarius* and the omnivorous *C. alpestris*. Almost no specimens of *P. atomarius* were found on *Picea* in the present study. This confirms the study of LINDSKOG & VIKLUND (2000) on Heteroptera on different conifer species (*A. alba*, *A. nordmanniana*, *P. abies*) in parks of Stockholm. They found *P. atomarius* exclusively and numerous on *A. alba*, which is planted in Sweden only for ornamental purposes. Based on this data and on the close correspondence observed between the zonal-geographic ranges of *P. atomarius* and *A. alba* in Central and South Europe they suggested *A. alba* as the primary or original host plant of *P. atomarius*. This is clearly supported by the results of the present study. FLOREN & GOGALA (2002) demonstrated that *P. atomarius* also occurs in high numbers in the canopy of fir trees in Slovenia. The reason for the few records of *P. atomarius* in Bavaria may result from the low study intensity of Heteroptera on *A. alba*. *C. alpestris* is phytophagous during larval and mainly aphidophagous during adult stages (WACHMANN et al. 2004). Therefore, the high abundance of this species on fir might be a consequence of higher prey availability. The same can be suggested for *O. minutus*, which is an important aphid-antagonist, and is therefore used as biological control agent (e.g. SHOJAI et al. 1996). For site NBJ also ZÖBL et al. (2005) reported about a higher number of aphidophagous species and specimens on fir compared to spruce. However, aphid quantity was not significantly higher on fir, but of different quality: Mainly *Lachnidae* were found on fir, while *Adelgidae* dominated on spruce (MÜLLER et al. 2005). This might explain the higher abundance of this species on fir. GOBNER et al. (2005) studied aphidophagous communities on introduced Douglas-fir and spruce in Southern Bavaria. They found a significantly higher abundance of *C. alpestris* and *O. minutus* on introduced Douglas-fir and traced it back to the high densities of Douglas-fir woolly aphid (*Adelges cooleyi*) which is also introduced from North America. Regarding *C. alpestris* it cannot be excluded that a preference for fir exists due to the phytophagous habit of their larvae. Either due to larval or adult habits, *C. alpestris* seems to have an affinity to fir. This is also confirmed by high numbers of this species sampled by FLOREN & GOGALA (2002) on fir trees in Slovenia. Only very few previous records are known from *P. dissimilis*, all sampled from conifers. Nothing is known about its feeding habit. In the present study it was observed quite numerously on fir at the dry lowland sites of Feuchtwangen and Gunzenhausen. No specimen were captured on spruce or oak. A preference for fir is therefore suggested and the low number of previous records might be explained by the less intensive studies on Heteroptera in fir crowns.

Communities on oak at site Feuchtwangen were distinct from those on spruce and fir, characterised by several oak specialists (Fig. 5). This, and the fact that with the exception of *Parapsallus vitellinus*, no Heteroptera species with an affinity to spruce was observed, communities between spruce and oak were more similar than communities between fir and oak. However, this is not conflicting with the assumption that some heteropteran species of broad-leaved trees adapted to fir. It is only a consequence of a specific community, typical of coniferous-Heteroptera on fir. This result supports the hypothesis that spruce plantations outside the natural growth range are dominated by generalists and species from neighbouring tree species (in this case oak and fir). Therefore, a distinct crown community is lacking.

Conclusions

The results of the present study demonstrated that fir is of high significance regarding the political directive (e.g. convention of biological diversity, CBD) of maintaining a high Heteroptera diversity in managed forests of Bavaria. It harbours a community distinct from spruce which can be characterised by several species - including endangered ones - exhibiting a clear preference for fir. Consequently, an increase in fir cultivation in lieu of spruce will most likely lead to an increase of biodiversity while the reverse may be expected with the continued preference in cultivation of spruce, and no additional

biodiversity profits can be gained. Foresters are therefore advised to optimise game management to promote the natural regeneration of fir. With a higher percentage of fir, managed forests will be augmented economically as well as ecologically.

Acknowledgements

I thank all forestry departments incorporated in the present study for their support of the research on their property. Many thanks to J. MÜLLER, M. GAUDERER, Dr. A. GRUPPE, H. BUßLER and Prof. R. GERSTMIEIER (all Freising) for their support, Dr. C. RIEGER (Nürtingen) and Dr. W. RABITSCH (Wien) for their critical comments on the manuscript, and M.Sc. J. D. MAY (Freising) for editing and improving the English. The study was financed by grants of the Bavarian State Forestry Administration (ST151).

Literature

- ACHTZIGER, R., BRÄU, M., SCHUSTER, G. (2003): Rote Liste der Landwanzen (Heteroptera: Geocorisae) Bayerns. Schriftenreihe Landesamt für Umweltschutz **166**: 82-91.
- BAYER. LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (2004) (ed.): Erfolgreich mit der Natur – Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur in Bayern. – 28pp.
- BÖHME, J. (2001): Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa - Ein Kompendium. – Bioform, Heroldsberg: 132pp.
- BRÄNDLE, M., BRANDL, R. (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. - J. Anim. Ecol. **70**: 491-504.
- BROSINGER, F. (2004): Die Bedeutung der Weißtanne in Bayern. LWF Wissen **45**: 7-10.
- DUFRENE, M., LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - Ecol. Monogr. **67**: 345-366.
- ELLING, W. (2004): Schädigung, Absterben und Erholung der Weißtanne. - LWF Wissen **45**: 33-35.
- FLOREN, A., GOGALA, A. (2002). Heteroptera from beech (*Fagus sylvatica*) and silver fir (*Abies alba*) trees of the Primary Forest Reserve Rajhenavski Rog, Slovenia. - Acta Entomol. Sloven. **10** (1): 25-32.
- GAUDERER, M.; GRUPPE, A.; GOßNER, M.; MÜLLER, J., GERSTMIEIER, R., (2005): Vergleich der Kronenfauna von Tanne und Fichte. Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent **15**: in press.
- GOßNER, M., BRÄU, M. (2004). Die Heteroptera der Neophyten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Amerikanischer Roteiche (*Quercus rubra*) im Vergleich zur Fichte und Tanne bzw. Stieleiche und Buche in südbayerischen Wäldern - Schwerpunkt arborikole Zönosen. - Beitr. bayer. Entomofaunistik **6**: 217-235.
- GOßNER, M. (2005a): Heteroptera communities in tree crowns of beech (*Fagus sylvatica* L.), oak (*Quercus robur* L.), and spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in managed forests – diversity, seasonality, guild structure, and tree specificity. – In: FLOREN, A., SCHMIDL, J. (eds.), Canopy arthropod research in Central Europe. Basic and applied studies from the higher frontier. – bioform: in press.
- GOßNER, M. (2005b): *Psallus punctulatus* (Puton, 1874) neu für Bayern – Nachweise aus Baumkronen an verschiedenen Standorten (Heteroptera, Miridae, Phylinae, Phylini). NachrBl. Bayr. Ent. **54** (3/4): 81-88.
- GOßNER, M., GRUPPE, A., SIMON, U. (2005). Aphidophagous insect communities in tree crowns of Norway spruce (*Picea abies* L.) and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). – J. Appl. Entomol. **129** (2): 81-88.
- GÜNTHER, H., HOFFMANN, H.-J., MELBER, A., REMANE, R., SIMON, H., WINKELMANN, H. (1998): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (ed., 1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.reihe für Landschaftspflege und Naturschutz **55**: 235-242.
- HOFFMANN, H.-J., MELBER, A. (2003): Verzeichnis der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands. – In: KLAUSNITZER, B. (ed.), Entomofauna Germanica – Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft **8**: 209-272.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F., VAN TONGEREN, O. F. R. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. - Cambridge Univ. Press.
- JOSIFOV, M. V. (1986): Verzeichnis der von der Balkanhalbinsel bekannten Heteropterenarten (Insecta, Heteroptera). – Faun. Abh. Mus. Tierkde. Dresden **14** (6): 61-93.
- KLIMETZEK, D. (1993): Baumarten und ihre Schadinsekten auf der Nordhalbkugel. - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **8**: 505-509.
- KNOKE, T. (2004): Überführung in Plenterwald durch früh einsetzende Tannenvorausverjüngung: Strategie für Idealisten oder rentables Konzept. LWF Wissen **45**: 61-65.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., VOLESKE, P. (1996): Biostatistik. – Springer Verlag, Berlin und Heidelberg: 285pp.
- KÖLLING, C., EWALD, J., WALENTOWSKI, H. (2004): Lernen von der Natur: Die Tanne in den natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. LWF Wissen **45**: 24-29.
- KÖLLING, C., BORCHERT, H. (2004): Die Tanne kann viel aber nicht alles. Gibt es seine "Trockentanne" im fränkischen Keuper?. LWF-aktuell **46**: 22-23.
- LINDSKOG, P., VIKLUND, B. (2000): On *Deraeocoris lutescens* (Schilling) and *Pinalitus atomarius* (Meyer-Dür) in Sweden (Heteroptera: Miridae). – Entomol. Fenn. **11**: 231-238.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M. J. (1999): Multivariate analysis of ecological data. Gleneden Beach, Oregon, USA, MjM Software.
- MÜLLER, J., GOßNER, M. (2004): Zur tierökologischen Bedeutung der Weißtanne – LWF Wissen **45**: 74-77.
- MÜLLER, J., GRUPPE, A., GOßNER, M., BUßLER, H., SIMON, U., GAUDERER, M., ZÖBL, M., GERSTMIEIER, R. (2005): Die Weißtanne *Abies alba*, eine ökologische Alternative zur Fichte *Picea abies*? Vergleichende Untersuchungen der Baumkronenzönosen. – Forst Holz: in press.
- PERICART, J. (1972): Hémiptères Anthocoridae, Cimicidae et Microphysidae de l'Ouest Paléarctique. - Masson et Cie Éditeurs.
- PERICART, J. (1987): Hémiptères Nabidae d'Europe occidentale et du Maghreb. - Fédération Française des Sociétés de Science Naturelles.
- SCHMIDT, O. (2004): Die Tanne im Frankenwald. LWF Wissen **45**: 41-46.
- SEITSCHKEK, O. (1978): Verbreitung und Bedeutung der Weißtanne in Bayern. AFZ/ Der Wald **33**: 975-978.
- SHINOZAKI, K. (1963): Note on the species-area curve. Proceedings of the 10th Annual Meeting of the Ecological Society Japan **5**, Tokyo.
- SHOJAI, M., OSTOVAN, H., KHODAMAN, A., HOSEINI, M., DANIALI, M. (1996): The occurrence of *Orius minutus* (L.) in apple orchards Mashhad. Biology and laboratory rearing for biocontrol of European red mite. - Journal of Agricultural Sciences Islamic Azad University **2** (5/6): 5-20

- STICHEL, W. (1956-1958): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wanzen. II. Europa (Hemiptera-Heteroptera Europaea), Vol. III - Berlin-Hermsdorf: 428pp.
- SZENTKIRÁLYI, F. (2001): Lacewings in vegetables, forests, and other crops. Lacewings in the Crop Environment. P. McEwen, T. R. New, & A. E. Whittington. Cambridge, Cambridge University Press: 239-290.
- WACHMANN, E., MELBER, A., DECKERT, J. (2004): Wanzen Band 2. - Goecke & Evers.
- WAGNER, E. (1952): Blindwanzen oder Miriden. - In: DAHL, M., PEUS, F. (eds.), Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Gustav Fischer Verlag, pp. 1-218.
- WAGNER, E. (1966): Wanzen oder Heteroptera I: Pentatomorpha. - In: DAHL, M., PEUS, F. (eds.), Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Gustav Fischer Verlag, pp. 1-235.
- WAGNER, E. (1967): Wanzen oder Heteroptera II: Cimicomorpha. - In: DAHL, M., PEUS, F. (eds.), Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Gustav Fischer Verlag, pp. 1-179.
- WAGNER, E. (1971): Die Miridae Hahn, 1831, des Mittelmeerraums und der Makaronesischen Inseln (Hemiptera, Heteroptera). Teil 1. - Entomol. Abh. Dresden **37**, Suppl.: 1-484.
- WAGNER, E. (1973): Die Miridae Hahn, 1831, des Mittelmeerraums und der Makaronesischen Inseln (Hemiptera, Heteroptera). Teil 2. - Entomol. Abh. Dresden **39**, Suppl.: 1-421.
- WAGNER, E. (1975): Die Miridae Hahn, 1831, des Mittelmeerraums und der Makaronesischen Inseln (Hemiptera, Heteroptera). Teil 3. - Entomol. Abh. Dresden **40**, Suppl.: 1-483.
- WAGNER, E., WEBER, H. H. (1978): Die Miridae Hahn, 1831, des Mittelmeerraums und der Makaronesischen Inseln (Hemiptera, Heteroptera). Nachträge zu den Teilen 1-3. - Entomol. Abh. Dresden **42**, Suppl.: 1-96.
- WALENTOWSKI, H., GULDER, H.-J., KÖLLING, C., EWALD, J., TÜRK, W. (2001): Regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns - Überarbeitete Fassung 2001. - LWF aktuell **31**: Kartenbeilage.
- WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C., TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Geobotanica: Freising, 441 pp.
- WINTER, K., BOGESCHÜTZ, H., DORDA, D., DOROW, W. H. O., FLECHTNER, G., GRAEFE, U., KÖHLER, F., MENKE, N., SCHAUERMAN, J., SCHUBERT, H., SCHULZ, U., TAUCHERT, J. (1999): Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. IHW-Verlag.
- ZÖBL, M., GOBNER, M., GERSTMEIER, R., MÜLLER, J., GRUPPE, A. (2005): Diversität von aphidophagen Insekten im Nationalpark Bayerischer Wald – welchen Beitrag leistet die Tanne im Vergleich zur Fichte? - Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **15**: in press.

Appendix

Table 5: List of sampled Heteroptera species in tree crowns of spruce (Pa, *Picea abies*), fir (Aa, *Abies alba*), oak (Qp, *Quercus petraea*) and pine (Ps, *Pinus sylvestris*). EntGerm-Nr=Species number in Entomofauna Germanica (HOFFMANN & MELBER 2003). The data of additionally sampled fir trees at REW is given in brackets. Most of the specimens that were not determinable to species level were juveniles.

Ent Germ Nr		FEU			FNW			GUN			INZ			REW		
		Pa	Aa	Qp	Pa	Aa	Pa	Aa	Pa	Aa	Pa	Aa	Pa	Aa	Ps	
106	<i>Acalypta parvula</i> (Fallén, 1807)	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
162	<i>Loricula elegantula</i> (Baerensprung, 1858)	2	2	2	2	3	5	16	1	1	5	3	2	1 (4)	0	
163	<i>Loricula pselaphiformis</i> Curtis, 1833	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
164	<i>Loricula ruficeps</i> (Reuter, 1884)	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
167	<i>Myrmedobia distinguenda</i> Reuter, 1884	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0 (0)	0	
168	<i>Myrmedobia exilis</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0 (0)	0	
187	<i>Alloeotomus germanicus</i> Wagner, 1939	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0 (0)	5	
188	<i>Alloeotomus gothicus</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0 (0)	1	
196	<i>Deraeocoris ruber</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
198	<i>Deraeocoris trifasciatus</i> (Linnaeus, 1767)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
200	<i>Deraeocoris lutescens</i> (Schilling, 1837)	16	34	80	9	9	19	20	1	1	0	7	0	0 (0)	0	
201	<i>Actinonotus pulcher</i> (Herrich-Schaeffer, 1835)	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0 (1)	0	
221	<i>Dichroscytus intermedius</i> Reuter, 1885	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0 (2)	0	
242	<i>Phytocoris dimidiatus</i> Kirschbaum, 1856	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
244	<i>Phytocoris intricatus</i> Flor, 1860	1	4	0	4	7	3	9	3	0	4	4	3	3 (0)	0	
245	<i>Phytocoris longipennis</i> Flor, 1860	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
246	<i>Phytocoris pini</i> Kirschbaum, 1856	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0 (5)	0	
249	<i>Phytocoris tiliae</i> (Fabricius, 1776)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0 (0)	0	
251	<i>Rhabdomiris striatellus</i> (Fabricius, 1794)	0	3	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
268	<i>Lygocoris pabulinus</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0 (0)	0	
274	<i>Lygus gemellatus</i> (Herrich-Schaeffer, 1835)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
285	<i>Pinalitus atomarius</i> (Meyer-Dür, 1843)	0	15	0	1	0	3	12	2	20	6	60	0	4 (6)	0	
287	<i>Pinalitus rubricatus</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1 (0)	0	
288	<i>Pinalitus viscidola</i> (Puton, 1888)	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
305	<i>Leptopterna dolabrata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0 (0)	0	
344	<i>Blepharidopterus angulatus</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
347	<i>Cyllecoris histrionius</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
349	<i>Dryophilocoris flavoquadrimaculatus</i> (De Geer, 1773)	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
374	<i>Orthotylus obscurus</i> Reuter, 1875	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
377	<i>Orthotylus tenellus</i> (Fallén, 1807)	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
383	<i>Orthotylus fuscescens</i> (Kirschbaum, 1856)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
387	<i>Hypseloecus visci</i> (Puton, 1888)	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
391	<i>Pilophorus perplexus</i> Douglas & Scott, 1875	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
393	<i>Cremnocephalus albolineatus</i> Reuter, 1875	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0 (0)	0	
394	<i>Cremnocephalus alpestris</i> Wagner, 1941	3	351	0	3	33	2	181	2	40	10	99	1	2 (20)	0	

407	<i>Atractotomus magnicornis</i> (Fallén, 1807)	10	34	0	16	15	28	160	8	7	12	26	3	13 (22)	0
431	<i>Harpocera thoracica</i> (Fallén, 1807)	108	43	11	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
452	<i>Parapsallus vitellinus</i> (Scholtz, 1846)	13	5	0	3	5	7	12	0	0	1	0	0	2 (2)	0
453	<i>Phoenicocoris dissimilis</i> (Reuter, 1878)	0	22	0	0	3	0	22	0	0	0	1	0	3 (14)	0
454	<i>Phoenicocoris modestus</i> (Meyer-Dür, 1843)	3	7	0	0	12	3	5	0	0	0	0	0	0 (0)	0
455	<i>Phoenicocoris obscurellus</i> (Fallén, 1829)	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0 (0)	11
457	<i>Phylus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	14	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
468	<i>Psallus perrisi</i> (Mulsant & Rey, 1852)	7	8	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0 (0)	0
470	<i>Psallus variabilis</i> (Fallén, 1807)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
471	<i>Psallus wagneri</i> Ossiannilsson, 1953	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	1
472	<i>Psallus ambiguus</i> (Fallén, 1807)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
476	<i>Psallus piceae</i> Reuter, 1878	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
477	<i>Psallus pinicola</i> Reuter, 1875	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0 (0)	0
487	<i>Psallus mollis</i> (Mulsant & Rey, 1852)	1	3	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
488	<i>Psallus punctulatus</i> Puton, 1874	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
490	<i>Psallus varians</i> (Herrich-Schaeffer, 1841)	1	23	21	52	57	3	1	0	0	4	7	0	1 (5)	8
501	<i>Himacerus mirmicoides</i> (O. Costa, 1834)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
510	<i>Nabis pseudoferus</i> Remane, 1949	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
513	<i>Acomporis alpinus</i> Reuter, 1875	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	21	0	2 (1)	0
515	<i>Acomporis pygmaeus</i> (Fallén, 1807)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1 (3)	0
518	<i>Anthocoris confusus</i> Reuter, 1884	0	1	0	5	5	0	2	0	0	1	1	0	0 (0)	0
528	<i>Elatophilus nigricornis</i> (Zetterstedt, 1838)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	1
533	<i>Temnostethus gracilis</i> Horváth, 1907	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0 (0)	0
543	<i>Orius minutus</i> (Linnaeus, 1758)	3	39	2	0	18	6	21	0	0	1	13	0	1 (2)	1
555	<i>Xylocoris galactinus</i> (Fieber, 1836)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
564	<i>Empicoris baerensprungi</i> (Dohrn, 1863)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
566	<i>Empicoris vagabundus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
591	<i>Aradus obtectus</i> Vasarhelyi, 1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 (0)	0
619	<i>Kleidocerys resedae</i> (Panzer, 1797)	3	5	1	1	3	0	0	0	2	2	2	1	1 (1)	0
639	<i>Metopoplax ditomoides</i> (A. Costa, 1847)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
640	<i>Metopoplax origani</i> (Kolenati, 1845)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0 (0)	0
650	<i>Drymus ryeii</i> Douglas & Scott, 1865	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
656	<i>Gastrodes abietum</i> Bergroth, 1914	0	0	0	2	2	1	0	2	0	1	2	5	2 (1)	0
657	<i>Gastrodes grossipes</i> (De Geer, 1773)	2	3	1	11	7	1	0	0	0	0	1	0	0 (0)	0
688	<i>Megalonotus chiragra</i> (Fabricius, 1794)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0 (0)	0
729	<i>Piesma maculatum</i> (Laporte, 1833)	2	2	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0 (0)	0
769	<i>Brachycarenum tigrinus</i> (Schilling, 1829)	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0 (0)	0
813	<i>Troilus luridus</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0 (0)	0
828	<i>Chlorochroa pinicola</i> (Mulsant & Rey, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0 (0)	0
831	<i>Palomena prasina</i> (Linnaeus, 1761)	2	8	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	1
840	<i>Pentatoma rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	3	1	1	1	0	1	6	4	0	0 (0)	1
853	<i>Eurydema oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
865	<i>Elasmucha grisea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0

Acomporis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1 (0)	0
Anthocoridae sp.	0	0	0	3	3	0	2	1	0	2	10	0	0	5 (2)	0
Anthocoridae/Microphysidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
Cremnocephalus sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0 (0)	0
Gastrodes sp.	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1 (0)	0
Loricula sp.	0	1	0	1	2	0	7	1	0	0	6	1	0	0 (0)	0
Miridae sp.	13	19	31	10	1	18	13	9	8	5	1	8	7	7(1)	1
Mirinae sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
Orthotylinae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0 (0)	0
Pentatomidae sp.	1	2	4	0	0	0	1	0	0	1	0	3	3	3 (0)	0
Phoenicocoris sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
Phytocoris sp.	1	2	0	5	3	3	2	1	4	3	4	11	10	10 (0)	1
Psallus sp.	9	3	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0 (0)	0
Psallus/Parapsallus sp.	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0 (0)	0
Phylinae sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 (1)	0
number of specimens	213	666	265	146	192	114	507	36	89	73	281	43	65 (93)	32	
number of species	25	37	29	19	17	20	22	11	12	15	19	11	15 (15)	9	

submitted: 15.07.2005

reviewed: 26.10.2005

accepted: 28.10.2005

Autorenanschrift:

Dr. Martin Goßner

Loricula – Agentur für Kronenforschung, ökologische Studien und Determination, Schussenstr. 12, 88273 Fronreute, Germany, FAX: 08161-714671,

e-mail: martin.gossner@loricula.de

internet: www.loricula.de

Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradi- tion

Urwaldrelikt-Arten - Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition

Jörg M ü l l e r, Heinz B u ß l e r, Ulrich B e n s e, Hervé B r u s t e l, Günter F l e c h t n e r,
Adrian F o w l e s, Manfred K a h l e n, Georg M ö l l e r, Hans M ü h l e, Jürgen S c h m i d l,
Petr Z a b r a n s k y

Abstract / Zusammenfassung

On the basis of the list of saproxylic beetles of Germany, the authors present a definition and list of “Urwald relict species”, comprising 115 beetles that are considered to be associated with primeval forest (“Urwald”) structures and features. We use the term “habitat tradition” to describe a continuity in supply of old growth dead wood and forest structures. The selection of species is made on behalf of the following criteria: relict records in Central Europe; attachment to continuity of deadwood resources and habitat tradition; continuity of old growth stand features like tree and deadwood maturity and diversity; absence from cultivated Central European forest.

Auf der Basis der Liste xylobionter Käfer Deutschlands legen die Autoren eine Definition und Liste von 115 Käferarten vor, die in Deutschland als Urwaldreliktarten bezeichnet werden können. Wir definieren die Kontinuität eines Bestandes hinsichtlich Totholzangebot und Bestandsstruktur als „Habitattradition“. Die Auswahl der Arten erfolgt anhand folgender Kriterien: Reliktäres Vorkommen in Mitteleuropa; Bindung an Strukturkontinuität bzw. Habitattradition sowie Kontinuität der Alters- und Zerfallsphase; hohe Ansprüche an Totholzqualitäten und –quantitäten; aus den kultivierten Wäldern Mitteleuropas verschwindend oder schon verschwunden.



Fig. 1: *Peltis grossa* (L., 1758): A „Urwald“ relict species in the Bavarian Alps - *Urwaldrelikt in den bayerischen Alpen* (Foto J. MÜLLER)



Fig. 2: The „Rohrberg“ forest reserve stand in the Spessart (Northern Bavaria) is composed of oaks up to 600 years old and harbours eight Urwald relict beetle species. It is one of the most important old growth forest stands in Germany - *Das Naturwaldreservat „Rohrberg“ im Spessart mit seinen 600jährigen Eichen ist mit acht rezenten Urwaldrelikt-Arten in Bezug auf die Habitattradition und Strukturausstattung einer der wichtigen urständigen Waldbestände Deutschlands* (Foto J. SCHMIDL).

Introduction / Einführung

Due to the intense cultivation and degradation of the Central European landscape by man, no primeval forests are found in Germany today. Nevertheless, some forest stands and individual old trees with a long tradition and continuity of old growth habitat features of „Urwald“ (WHITEHEAD 1997, BRUSTEL 2005) still exist, thus contrasting with „modern“ cultivated forestry stands. We refer to this continuity in supply of old growth dead wood and forest structures as „habitat tradition“, which extends the term „megatree continuity“ (NILSSON & BARANOWSKI 1993, 1994) by focusing on the needs of species to breed continuously in a stand. This habitat tradition enabled many saproxylic beetle species to survive in these stands, whereas they disappeared from the cultivated forests.

Such insect species are traditionally called „Urwald relicts“ (HORION 1949-1974, 1983, MÜHLE 1981, SPEIGHT 1989, GEISER 1994, KAHLEN 1997, FLECHTNER 2005, MÜLLER et al. 2005, ZABRANSKY 1998, 2001), but a standardised evaluation and consideration of all saproxylic beetle species in Germany in the context of Urwald relict criteria has been lacking until now, as well as a proper definition. This makes comparisons of saproxylic beetle inventories in different forest stands difficult. In a Research Project organized by the Bavarian State Institute of Forestry (LWF), such a list was compiled through cooperation of Central and Western European beetle experts (see list of authors). As a basis, all authors independently made an evaluation of the German saproxylic beetle species as listed in the „Liste xylobionter Käferarten Deutschlands“ (SCHMIDL & BUßLER 2004). These proposals were discussed in a workshop at the LWF in September 2005, and a Urwald relict species list valid for Germany was compiled.

The underlying actual and historical distributional and ecological data of each beetle species given in the relevant literature (HORION 1949-74, KÖHLER & KLAUSNITZER 1998) were supplemented by knowledge and new records from the authors and other sources, thus taking into consideration not only Germany, but also the situation in Austria, South Tyrolia, Czech and Slovak Republic, France and the United Kingdom. Those species having a weak basis concerning data on distribution or autecology were omitted, as well as species not yet recorded for Germany, even if their occurrence is possible. For example, species like *Eudectes giraudi*, *Ernobius explanatus* and *Crypturgus subcribrosus* are distributed in the Alps and therefore likely to be found in the Bavarian Alps. We are well aware that the list is not complete, as is our knowledge, and therefore we intend to update this list in the future. Any comments from our colleagues will be welcomed.

The following sections give a definition of the term „Urwald relict species“, the results of the workshop in compiling a list of 115 Urwald relict Coleoptera (see table 2, appendix), and the possibilities of its use in applied landscape and forest ecology studies. We emphasize that the list reflects the indicator properties of the listed species in the area of Germany only. Different results may be obtained in applications in other areas, e.g. Southern Europe.

Durch die lange Kulturtätigkeit des Menschen in Mitteleuropa existieren in Deutschland keine echten Urwälder mehr (Urwald sensu WHITEHEAD 1997). Allerdings gibt es noch Waldbestände oder auch nur Altbaum-Ansammlungen, die eine weit zurückreichende Tradition von in Urwäldern häufigen, in der Kulturlandschaft aber besonders seltenen Habitatstrukturen aufweisen (BRUSTEL 2005). Wenn die von einer bestimmten xylobionten Käferart benötigte Totholz- oder Bestandsstruktur kontinuierlich zur Verfügung steht, bezeichnen wir dies in Erweiterung des Begriffs "megatree continuity" (NILSSON & BARANOWSKI 1994, 1994) als „Habitattradition“. Diese Habitattradition hat in den genannten Beständen vielen xylobionten Käferarten das Überleben ermöglicht. Aus der übrigen Landschaft sind sie dagegen weitgehend oder bereits vollständig verschwunden.

Arten mit solch spezifischen Ansprüchen werden in der koleopterologischen Literatur oft als „Urwaldrelikte“ bezeichnet (HORION 1949-1974, 1983, MÜHLE 1981, SPEIGHT 1989, GEISER 1994, KAHLEN 1997, FLECHTNER 2005, MÜLLER et al. 2005, ZABRANSKY 1998, 2001). Eine einheitliche Einwertung aller xylobionten Käfer Deutschlands hinsichtlich ihres Charakters als Urwaldrelikt fehlt allerdings bisher, ebenso eine einheitliche Definition der Kriterien. Damit wird ein Vergleich von Artenlisten xylobionter Käfer aus verschiedenen Waldgebieten schwierig.

Im Rahmen eines Projektes der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) wurde daher durch die Zusammenarbeit von mitteleuropäischen Käferexperten (siehe Autorenliste) eine solche Liste erstellt. Dabei wurde durch alle Experten eine unabhängige Bewertung auf der Basis der Liste xylobionter Käferarten Deutschlands (SCHMIDL & BUBLER 2004) erarbeitet. Diese Vorschläge wurden im Rahmen eines Workshops im September 2005 zusammengeführt und auf ihre deutschlandweite Gültigkeit abgestimmt. Grundlage für die Einwertung ist das aktuelle und historische Verbreitungsgebiet (HORION 1949-74, KÖHLER & KLAUSNITZER 1998) der betreffenden Art sowie das Wissen der Autoren zu deren Autökologie und Verbreitung in Österreich, Südtirol, der Tschechischen und Slowakischen Republik, Frankreich und Großbritannien. Arten, für die der Wissenstand zu gering ist, wurden nicht berücksichtigt. Auch Arten, deren Vorkommen zwar zu vermuten ist, ein Nachweis aber noch aussteht, wurden noch nicht in die Liste aufgenommen. So wären z.B. Eudectes giraudi, Ernobius explanatus und Crypturgus subcribrosus auch im deutschen Alpenraum zu erwarten und dann als Reliktarten der Kategorie 2 (s. unten) einzuwerten. Es ist also davon auszugehen, dass die tatsächliche Zahl der als Urwaldrelikte zu betrachtenden Arten noch größer ist als angegeben. Uns ist bewusst, dass die Liste einen Arbeitsstand darstellt und fortgeschrieben werden muss. Insoweit begrüßen wir Beiträge und Kommentare der Fachkollegen hierzu ausdrücklich.

Im Folgenden werden eine Definition des Begriffs Urwaldrelikt-Art, das Ergebnis des Projektes „Urwaldrelikt-Artenliste“ in Form einer Liste von 115 solcher Arten sowie mögliche Einsatzbereiche dieses Instrumentariums vorgestellt. Die Liste der Arten findet sich im Anhang. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Liste die Indikationsqualität innerhalb Deutschlands beinhaltet. Dies bedeutet nicht, dass diese Arten z.B. in Südeuropa gleichsinnig zu bewerten sind.

Definition

Urwald relict species D (category 1 and 2) are defined as species matching the following criteria within the area of Germany (D).

- only relict records in the area
- attachment to continuity of old growth stand structures and habitat tradition
- high requirements concerning dead wood quality and quantity
- populations declined or extinct within the cultivated forests of Central Europe

Within this group we distinguish Urwald relict species in the closest sense (=category 1). Species of category 1 demand additional requisites, resources, and structures like extensive forest landscapes, rare wood dwelling fungi, dead wood of large dimensions, great tree age, heliophilic situations, and long maintenance and late successional states of dead wood in the stands. Species of category 1 are, as a result, extremely rare.

Unter Urwaldrelikt-Arten D (Kategorie 1 und 2) verstehen wir Arten, die innerhalb des Gebietes von Deutschland (D) folgenden Kriterien entsprechen:

- Nur relikte Vorkommen im Gebiet
- Bindung an Kontinuität der Strukturen der Alters- und Zerfallsphase bzw. Habitattradition
- Hohe Ansprüche an Totholzqualität und -quantität
- Populationen in den kultivierten Wäldern Mitteleuropas verschwindend oder ausgestorben

Innerhalb dieser Gruppe lassen sich noch Urwaldrelikt-Arten im engeren Sinn abgrenzen (=Kategorie 1). Auf Grund spezifischer zusätzlicher Anforderungen an Requisiten, Ressourcen und Strukturen wie z.B. große Waldflächen, seltene Holzpilze, starke Totholz-Dimensionen, hohes Baumalter, Heliophilie der Bestände, lange Verweildauer bzw. späte Sukzessions-Stadien der Holzstruktur im Abbauprozess, sind die Arten der Kategorie 1 heute i.d.R. extrem selten.

Results / Ergebnisse

Among the 1377 saproxylic beetles in Germany (following SCHMIDL & BÜBLER 2004, annotated), we classify 115 species (8 %) as Urwald relict species. Fifty-four species are assigned to category 1 (Urwald relict species in the closest sense, see definition), and sixty-one species to category 2. Twenty of these species have not been recorded in Germany in recent years.

Table 1 shows a comparison between the species in our list of Urwald relicts (see table 2, appendix) and the list of the saproxylic beetles of Germany with regard to structure and substrate (substratum guilds, see SCHMIDL & BÜBLER 2004). The relict species list has a higher proportion of rot-hole dwellers (m), whereas the overall species list contains relatively more species living on fresh dead wood (f). Amongst the latter, there is a higher proportion of thermophilic species that are more limited by climatic constrictions than by old growth forest properties, a phenomenon which can be observed in intensely managed forests like coppice or coppice with standards. In contrast, rot-holes and their specialized Coleoptera communities are rare in German forests throughout (see SPEIGHT 1989, SCHMIDL 2003).

Von den 1377 xylobionten Käfern Deutschlands (nach SCHMIDL & BÜBLER 2004, ergänzt), werden 115 (8 %) als Urwaldrelikte eingestuft. Davon fallen 54 Arten in die Kategorie 1 (Urwaldrelikt-Arten im engeren Sinn, siehe Definition) und 61 Arten in die Kategorie 2. Aus Deutschland liegen von 20 dieser Arten keine rezenten Nachweise mehr vor.

Einen Vergleich der Arten der Reliktarten-Liste mit der Gesamt-Artenliste xylobionter Käfer Deutschlands bezüglich ihrer Struktur- und Substratbindung (Substratgilden nach SCHMIDL & BÜBLER 2004) zeigt Tab. 1. Auffällig ist der deutlich höhere Anteil an Mulm besiedelnden Arten (m) unter den Reliktarten, sowie der höhere Anteil an frisches Totholz besiedelnden Arten (f) bei der Gesamt-Artenliste. Unter den Frischholzbesiedlern (f) findet sich ein höherer Anteil thermophiler Arten, deren Vorkommen mehr durch klimatische Faktoren beeinflusst wird, als durch ein spezielles Strukturangebot. Viele Frischholzbesiedler werden durch Holzeinschläge in Wäldern gefördert oder zumindest nicht beeinträchtigt, während Mulmhöhlen dagegen heute zu den seltensten Habitaten in Deutschland gehören (vgl. SPEIGHT 1989, SCHMIDL 2003).

Tab. 1: Comparison of proportions of substratum guild between Urwald relict species list (D) and the overall German species list of saproxylic beetles. Inhabitants of (a): old rotten deadwood in a variety of conditions; (f): fresh deadwood; (m): rot-holes; (p): fungi on deadwood or fungi-infested deadwood; (s): species using deadwood in other ways (following SCHMIDL & BÜBLER 2004). - Substratgilden-Verteilung der Reliktarten im Vergleich zur Gesamtliste xylobionter Käferarten Deutschlands: Besiedler von (a): Altholz; (f): Frischholz und Frisch-Totholz; (m): Mulmhöhlen (p): Holzpilzen und pilzbefallenem Holz; (s): Xylobionte Sonderbiologien (nach SCHMIDL & BÜBLER 2004).

Proportion species % Anteil Arten %	a	f	m	p	s	Species Arten
Saproxylics Germany Xylobionte Deutschlands	42	33	3	17	5	1377
Urwald relict species D Urwaldreliktarten D	47	17	15	17	4	115

Aspects of application and perspectives / Anwendungsmöglichkeiten und Ausblick

The proposed Urwald relict species list should enable the identification of forests and tree aggregations with high significance for conservation aspects, especially the maintenance of biodiversity and its integration in the landscape. Applications such as measurement controls in nature conservation, evaluation of management strategies in forestry, and protection projects for endangered species or communities typical of near-natural forest stands can be based on a unique and common basis. Additionally, an evaluation of primeval forests in Eastern Europe is possible, with respect to their value and impact for the conservation of European saproxylic beetle faunas in general (MÜLLER et al. 2005). The consideration of the Urwald relict species list in the management concepts of Natura 2000 would be favourable.

To support this, we intend to generate a German catalogue of forests and tree stands with high proportions of Urwald relict species, indicating valuable structural properties, habitat tradition and special implications and relevance for nature conservation and biodiversity aspects.

Mit Hilfe der vorgelegten Reliktarten-Liste sollen sich Waldbestände oder Gehölzstrukturen identifizieren lassen, deren Sicherung und Vernetzung von überragender Bedeutung für den Erhalt der natürlichen biologischen Vielfalt in den Wäldern Deutschlands ist. Gleichzeitig soll die Liste Grundlage für Erfolgskontrollen von Nutzungsstrategien in Wäldern sein, deren Ziel es ist, seltene und an die natürliche Alterphase gebundene Arten der natürlichen Waldlebensgemeinschaft zu erhalten. Daneben scheint auch eine Beurteilung von Urwäldern in Osteuropa hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Erhalt biologischer Vielfalt auf europäischer Ebene möglich (MÜLLER et al. 2005). Die Einsatzmöglichkeit der Reliktartenliste im Rahmen der Natura 2000 Schutzgebiete ist zu prüfen.

In diesem Zusammenhang ist geplant, auf Basis der Urwaldrelikt-Arten einen Katalog von besonders schützenswerten Waldbeständen in Deutschland zu erarbeiten, die eine höhere Zahl an Urwaldrelikt-Arten und damit eine besondere Strukturausstattung und Habitattradition aufweisen.

Literature / Literatur

- BRUSTEL, H. (2005): Biological value of French forests assessed with saproxylic beetles: a way to conserve this natural heritage. In BARCLAY, M.V.L., TELNOV, D. (eds.): Proceedings of the 3rd Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles. Riga / Latvia, 7th -11th July, 2004.
- FLECHTNER, G. (2005, in press): *Olisthaerus substriatus* (Paykull, 1790), ein für Deutschland neues Urwaldrelikt (Coleoptera: Staphylinidae). Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo **26**.
- GEISER, R. (1994): Artenschutz für holzbewohnende Käfer (Coleoptera xylobionta). Ber. ANL **18**: 89-114.
- HORION, A. (1949-1974): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Verschiedene Verlage und Orte. 12 Bde.
- HORION, A. (1983): Opera coleopterologica e periodicis collata.-Goecke & Evers, Krefeld: 1-916.
- KAHLEN, M. (1997): Die Holz- und Rindenkäfer des Karwendels und angrenzender Gebiete. Natur in Tirol, naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz Sonderband **3**: 1-151.
- KÖHLER, F., KLAUSNITZER, B. (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Dresden.
- MÜHLE, H. (1981): Relikt - Arten (Coleoptera, Buprestidae). Entomofauna - Zeitschrift für Entomologie **2**: 303-306.
- MÜLLER, J., BUßLER, H., DORKA, V. (2005): Padurile din Carpati pto servi drept referinta pentru padurile virgine din Europa Centrala - o dovedesc coleopterele xilobionte. Sanatateaplantelor **18**: 48-50.
- NILSSON, S. G., BARANOWSKI, R. (1993): Skoghistorikens betydelse för artsammansättning av vedskalbaggar i urskogsartad blandskog. [Species composition of wood beetles in an unmanaged, mixed forest in relation to forest history]. Ent. Tidskrift **114** (4): 133-146.
- NILSSON, S. G., BARANOWSKI, R. (1994): Indikatorer på jätteträdskontinuitet – svenska förekomster av knäppare som är beroende av grova, levande träd. [Indicators of megatree continuity – Swedish distribution of click beetles dependent on hollow trees]. Ent. Tidskrift **115** (3): 81-97.
- SCHMIDL, J. (2003): Methusalems im Kiefernwald – Reichswaldeichen. LWFaktuell **38**: 30-33.
- SCHMIDL, J., BUßLER, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Naturschutz und Landschaftsplanung **36**: 202-218.
- SPEIGHT, M. C. D. (1989): Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Nature and environment series **42**: 1-79.
- WHITEHEAD, P.F. (1997): Beetle faunas of the European angiosperm Urwald: problems and complexities. - Biologia **52** (2): 147 - 152.
- ZABRANSKY, P. (1998): Der Lainzer Tiergarten als Refugium für gefährdete xylobionte Käfer (Coleoptera). Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen **50** (3/4): 95-117.
- ZABRANSKY, P. (2001): Xylobionte Käfer im Wildnisgebiet Dürrenstein. In: LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein, Forschungsbericht. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung – St. Pölten: 149-179

Appendix / Anhang

Table 2: List of Urwald relict species for Germany (D) / Liste der Urwaldreliktarten für Deutschland (D).

EDV-Code	Art/Species	Urwaldrelikt D Category	Substratgilde Substrate guild
06-001-001-	<i>Rhysodes sulcatus</i> (F., 1787)	1	a
06-002-001-	<i>Omoglymmius germari</i> (Ganglb., 1892)	1	a
10-001-001-	<i>Teretrius fabricii</i> Mazur, 1972	2	a
10-005-002-	<i>Abraeus parvulus</i> Aubé, 1842	2	a
10-0071.001-	<i>Aeletes atomarius</i> (Aube, 1842)	2	s
10-022-002-	<i>Epiurus comptus</i> Er., 1834	2	a
10-024-002-	<i>Platysoma deplanatum</i> (Gyll., 1808)	1	a
14-009-002-	<i>Dreposcia umbrina</i> (Er., 1837)	1	a
18-007-006-	<i>Stenichnus foveola</i> Rey, 1888	1	a
21-005-003-	<i>Micridium halidai</i> (Matth., 1868)	2	a
23-003-001-	<i>Thoracophorus corticinus</i> Motsch., 1837	2	s
23-006-002-	<i>Olisthaerus substriatus</i> (Payk., 1790)	2	a
23-113-006-	<i>Sepedophilus binotatus</i> (Grav., 1802)	2	a
23-142-004-	<i>Euryusa coarctata</i> Märk., 1844	2	s
24-015-005-	<i>Batrisodes buqueti</i> (Aube, 1833)	2	s
25-0011.001-	<i>Benibotarus taygetanus</i> (Pic, 1905)	1	a
31-011-001-	<i>Dermestoides sanguinicollis</i> (F., 1787)	1	a
32-001-001-	<i>Derodontus macularis</i> (Fuss, 1850)	2	p
321.002-001-	<i>Temnochila caerulea</i> (Ol., 1790)	1	a
322.001-001-	<i>Peltis grossa</i> (L., 1758)	1	p
322.002-001-	<i>Calitys scabra</i> (Thunb., 1784)	1	p
34-001-007-	<i>Ampedus tristis</i> (L., 1758)	2	a
34-001-011-	<i>Ampedus cardinalis</i> (Schdte., 1865)	1	m
34-001-013-	<i>Ampedus brunnicornis</i> Germ., 1844	1	m
34-001-024-	<i>Ampedus elegantulus</i> (Schönh., 1817)	2	a
34-001-0261.	<i>Ampedus auripes</i> (Reitter, 1895)	2	a
34-0011.002-	<i>Brachygonus dubius</i> (PlatiaCate, 1990)	1	m
34-0011.003-	<i>Brachygonus ruficeps</i> (Muls.Guillb., 1855)	1	m
34-002-001-	<i>Ischnodes sanguinicollis</i> (Panz., 1793)	2	m
34-003-001-	<i>Megapenthes lugens</i> (Redt., 1842)	2	m
34-005-001-	<i>Podeonius acuticornis</i> (Germ., 1824)	1	m
34-007-001-	<i>Elater ferrugineus</i> L., 1758	2	m
34-018-002-	<i>Lacon lepidopterus</i> (Panz., 1801)	1	a
34-018-004-	<i>Lacon querceus</i> (Hbst., 1784)	1	m
34-033-001-	<i>Denticollis borealis</i> (Payk., 1800)	1	a
34-036-001-	<i>Limoniscus violaceus</i> (Müll., 1821)	1	m
34-040-001-	<i>Crepidophorus mutilatus</i> (Rosh., 1847)	2	m
36-010-001-	<i>Nematodes filum</i> (F., 1801)	1	a
36-012-002-	<i>Xylophilus testaceus</i> (Hbst., 1806)	2	a
38-001-002-	<i>Acmaeodera degener</i> (Scop., 1763)	1	f
38-007-001-	<i>Dicerca aenea</i> (L., 1761)	1	f
38-007-002-	<i>Dicerca berlinensis</i> (Hbst., 1779)	2	f
38-007-003-	<i>Dicerca alni</i> (Fisch., 1823)	2	f
38-007-004-	<i>Dicerca furcata</i> (Thunb., 1787)	1	f
38-011-001-	<i>Eurythyrea austriaca</i> (L., 1767)	1	f
38-011-002-	<i>Eurythyrea quercus</i> (Hbst., 1780)	1	f
38-012-001-	<i>Buprestis splendens</i> F., 1775	1	f
491.002-001-	<i>Teredus cylindricus</i> (Ol., 1790)	2	a
491.003-002-	<i>Oxyaemus variolosus</i> (Duf., 1843)	1	a
50-014-001-	<i>Ipidia binotata</i> Rtt., 1875	2	a
53-015-002-	<i>Pediacus dermestoides</i> (F., 1792)	2	f
54-002-002-	<i>Triplax elongata</i> Lacord., 1842	1	p
54-002-006-	<i>Triplax melanocephala</i> (Latr., 1804)	1	p
54-002-010-	<i>Triplax collaris</i> (Schall., 1783)	2	p
54-003-001-	<i>Dacne notata</i> (Gm., 1788)	1	p
55-008-011-	<i>Cryptophagus quercinus</i> Kr., 1852	2	m
55-008-024-	<i>Cryptophagus confusus</i> Bruce, 1934	2	m
561.001-003-	<i>Laemophloeus muticus</i> (F., 1781)	1	f
561.004-006-	<i>Cryptolestes abietis</i> (Wank., 1865)	2	f
58-007-0171.	<i>Corticaria lateritia</i> Mannh., 1844	2	a
59-004-002-	<i>Mycetophagus ater</i> (Rtt., 1879)	2	p

Autorenanschrift:

Jörg MÜLLER, Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising,
e-mail: mue@lwf.uni-muenchen.de

Heinz BUßLER, Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising,
e-mail: Heinz.Bussler@t-online.de

Ulrich BENSE, Mössingen, e-mail: Bense.Uli@t-online.de

Hervé BRUSTEL, Ecole Supérieure d'Agriculture de Purpan, Toulouse, e-mail: hervé.brustel@esa-purpan.fr

Günter FLECHTNER, Senckenberg – Forschungsinstitut und Naturkundemuseum, Frankfurt, e-mail: gflechn@senckenberg.de

Adrian FOWLES, Countryside Council for Wales, Bangor, United Kingdom, e-mail: a.fowles@ccw.gov.uk

Manfred KAHLEN, Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Naturwissenschaftliche Sammlungen, Innsbruck,
e-mail: m.kahlen@natur-tlmf.at

Georg MÖLLER, Berlin, e-mail: georg-christianmoeller@alice-dsl.de

Hans MÜHLE, Naturforschende Gesellschaft Augsburg, München, e-mail: muehle@t-online.de

Dr. Jürgen SCHMIDL, AG Ökologie, Landschaft & Naturschutz, Institut für Biologie / Zoologie 1, Universität Erlangen-Nürnberg,
Erlangen, e-mail: jschmidl@biologie.uni-erlangen.de

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Institut für Forstentomologie, Forstpathologie und Forstschutz, Wien, e-mail:
Petr.Zabransky@boku.ac.at

Die ökologische Interpretation geologischer Karten mit Hilfe der Datenbank bayerischer Bergwälder und terrestrisch kartierter Standortskarten

Ecological interpretation of geological maps based on the databank of Bavarian mountain forests and field-mapped site maps

Stefan B i n n e r, Jörg E w a l d, Steffen R o g g

Abstract

The European Natura 2000 network requires management plans for large protected areas. The delimitation of annex I habitat types poses a major challenge for the Bavarian forest administration. A large proportion of the protected area lies in mountain forests of the Alps, where only limited ecological information is available and field mapping would be extremely costly. To solve this and other tasks in managing and monitoring remote areas, the university of Applied Sciences Weihenstephan in cooperation with the Bavarian state institute for forestry establishes an ecological information system that links phytosociological relevé data (ca. 5,000 plots), species attributes (e. g. Ellenberg indicator values for soil reaction), and digital map layers of ground-mapped site types, geology and elevation. The coincidence between community attributes and physiographic geodata will be used to calibrate a model of those units of potential natural vegetation that form annex I habitat types. The approach is exemplified by an analysis of geological mapping units, which were classified according to their significance for soil nutrient supply, as indicated by the coincidence with classified relevés and mapped vegetation types. This calibration allows to predict the nutrient supply for 85 % of the Bavarian Alps. The model will be improved by predicting ecological properties of mixed pleistocene sediments (moraines, gravel) by making assumptions about their origin. The habitat modelling will be refined by taking elevation and relief into account. This project is sponsored by the Bavarian state forestry department.

Einführung

Die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union von 1992 dient dem Ziel der Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt. Sie bildet zusammen mit der Vogelschutz-Richtlinie die Grundlage für das Schutzsystem "Natura-2000", das die EU-Staaten dazu verpflichtet, einen länderübergreifenden Biotopverbund zu etablieren. In den Anhängen der Richtlinien wurde festgelegt, welche Arten und Lebensräume in Europa unter Schutz zu stellen sind (["Nature and Biodiversity" Homepage der EU](#)).

Bayern trägt aufgrund seiner geografischen Lage in Mitteleuropa vor allem für Waldlebensräume eine hohe Verantwortung. Wald ist daher auch mit etwa 450.000 ha (56%) deutlich überproportional an den gemeldeten FFH- und SPA-Gebieten beteiligt (["Natura-2000 im Wald"](#)), zwei Drittel davon in den Alpen (Abb. 1). In den bayerischen Waldgebieten spielen Informationen über den Standort als Entscheidungsgrundlage für die Ausscheidung von FFH-Lebensraumtypen eine entscheidende Rolle.

Fragestellung

Für die Bayerischen Alpen stehen Standortskarten bisher nur in sehr geringem Umfang zur Verfügung. Herkömmliche, terrestrische Kartierungen wurden aufgrund begrenzter finanzieller Ressourcen und der oftmals schwierigen Geländebeziehungen nur auf wenigen Flächen durchgeführt. Somit fehlt auf großer Fläche eine wichtige Grundlage für die naturschutzfachlichen Planungen. Ziel des von der Fachhochschule Weihenstephan initiierten und von der Bayerischen Staatsforstverwaltung geförderten Projekts "Informationssystem für Hochgebirgsstandorte" ist es, bis Ende 2006 ein GIS-basiertes Standortmodell für die Bayerischen Alpen zu liefern. Die digitale geologische Karte GÜK 200 der [Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe](#) die digitale geologische Karte GK 25 des [Bayerischen Geologischen Landesamts](#) und digitale Höhenschichtlinien des [Bayerischen Landesamts für Umweltschutz](#) liefern flächendeckende Geodaten, aus denen im GIS Standortseinheiten vorhergesagt werden sollen. Digitalisierte, feinmaßstäbliche Standortskarten für ca. 34.000 ha Gebirgswald liegen bereits aus verschiedenen Projekten vor (z.B. BAUER & PFRIEM 2000, EWALD 1995, EWALD & MÄRKL 2000, KONNERT 2001, MAGES 1995, MAYR 1999). Diese Kartierungen wurden nach dem vegetationsgestützten Verfahren von EWALD (1997a, 1999)

durchgeführt. Sie dienen, zusammen mit rd. 4900 Vegetationsaufnahmen, die in der Vegetationsdatenbank BERGWALD (EWALD 1995) erfasst sind, der Eichung und späteren Validierung des Modells.

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz kartiert derzeit Flächen, die nach Art. 13d BayNatSchG geschützt sind ([Alpenbiotopkartierung in Bayern](#)). Diese Daten werden ebenfalls in das Modell integriert und unterstützen die Modellierung und genaue Abgrenzung bestimmter Standorte, wie zum Beispiel Moore.

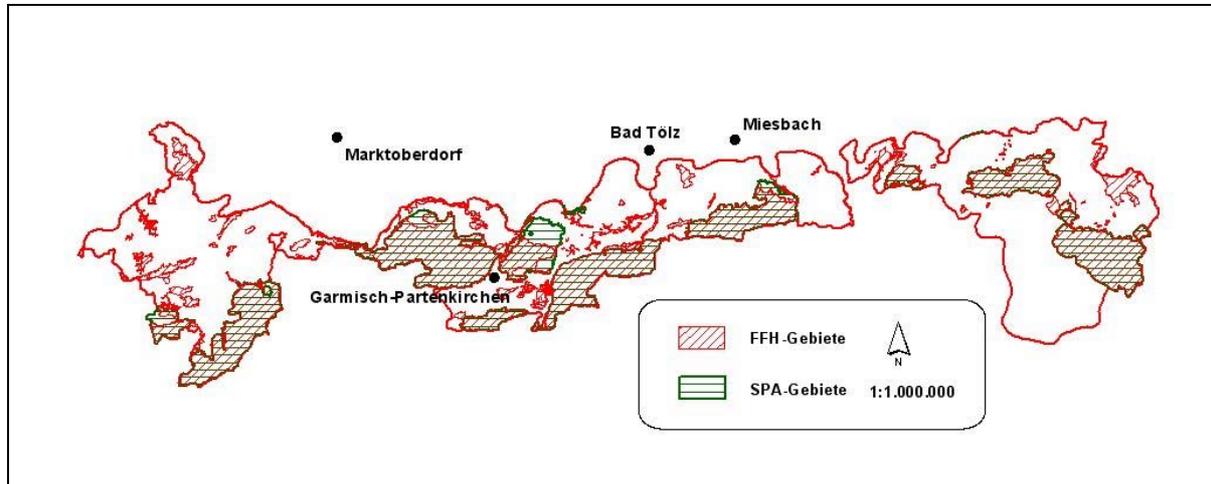


Abb. 1: Das forstliche Wuchsgebiet 15, Bayerische Alpen, umfasst ca. 460.000 ha. FFH- und SPA-Gebiete (ca. 305.000 ha) sind schraffiert dargestellt.

Parallel wird in Abstimmung mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft ein Regelwerk zur Ausscheidung von potentiellen Wald-Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie anhand der im GIS modellierten Standorte erstellt ([LANG, WALENTOWSKI, LORENZ 2004](#)). Das fein strukturierte Standortmodell kann damit auf die Ebene der FFH-Lebensraumtypen übertragen und eine vorläufige Lebensraumtypenkarte produziert werden.

Im nächsten Schritt überprüfen Spezialisten der Bayerischen Staatsforstverwaltung die Abgrenzung der vorläufigen Lebensraumtypen durch stereoskopische Interpretation von digitalen Farbinfrarotbildern (FISCHER et al. 2005). Eine Befliegung ausgewählter Testgebiete im Bayerischen Alpenraum wurde im Juni 2005 durchgeführt. Die aktuelle Baumartenzusammensetzung der Testgebiete (Ist-Zustand) wird unter Einsatz objektbasierter Segmentierungssoftware (eCognition) und anschließender automatisierter Klassifizierung der Luftbilder erfasst und mit der vorläufigen Lebensraumtypenkarte (Soll-Zustand) im GIS verglichen. Der Abgleich ermöglicht die Unterscheidung von FFH-Lebensraumtypen und sonstigem Lebensraum (z. B. Fichtenforst auf Bergmischwaldstandort). Die Grenzen der vorläufigen Lebensraumtypen werden bei Bedarf nachgebessert. Das Ergebnis stellt eine aktuelle Lebensraumtypenkarte dar, die stichprobenartig im Gelände überprüft werden wird.

Neben der Abgrenzung der aktuellen Lebensraumtypen können auch weitere Parameter für die Bewertung der Struktur von Waldbeständen und damit des Erhaltungszustandes des Gebiets aus den Luftbildern gewonnen werden (FISCHER et al. 2005). Diese Informationen sind hinsichtlich der Monitoring- und Berichtspflicht wichtig. Abbildung 2 zeigt die Arbeitsabläufe des Projekts im Überblick.

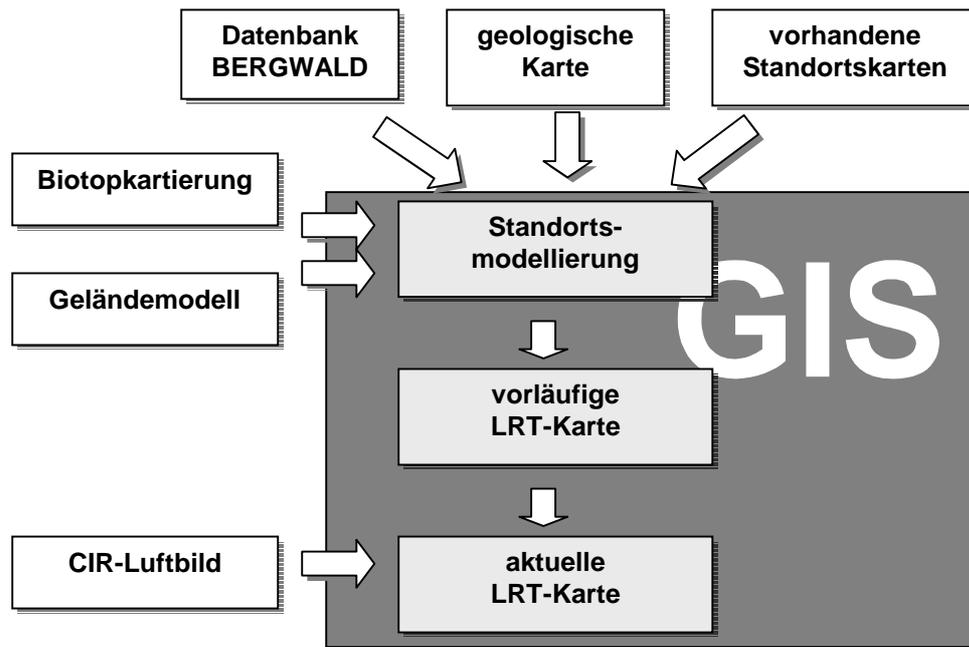


Abb. 2: Arbeitsabläufe im Projekt "Informationssystem für Hochgebirgsstandorte".

Das vegetationsgestützte Standortkartierungsverfahren

Der bestehende terrestrische Kartierschlüssel nach EWALD (1997b) differenziert Standorte unter Verwendung eines dreistelligen Codes. Dieser beschreibt den Substrattyp, die Hauptbaumarten in Kombination mit der Höhenstufe und den Wasserhaushalt des Standorts (Tab. 3, Anhang). Die Standorteinheiten entsprechen Pflanzengesellschaften der potentiellen natürlichen Vegetation (Tab. 4, Anhang), die nach pflanzensoziologischen Kriterien definiert wurden (EWALD 1998). Der in diesem Beitrag im Mittelpunkt stehende Basenhaushalt der Böden wird im Wesentlichen durch die in Tab. 1 dargestellten drei Substrattypen wiedergegeben. Weitere Typen bilden u.a. Lockergesteine oder alluviale Sedimente (Tab. 3, Anhang). Die Zuordnung der mehr als 100 verschiedenen Einheiten der geologischen Karten zu ökologischen Substrattypen ist ein wesentlicher Schritt der Modellierung im GIS.

Tab. 1: Die den Basenhaushalt kennzeichnenden Substrateinheiten des vegetationsgestützten Kartierverfahrens und ihre Bedeutung für die Unterscheidung von Lebensraumtypen in der montanen Bergmischwaldstufe.

1	"k"	stabile Böden aus Karbonatgestein, hohe Basensättigung (≈LRT 9130 Galio odorati-Fagenion/LRT 9150 Cephalanthero-Fagenion)
3	"s"	tiefgründige Böden aus Silikatgestein, mittlere Basensättigung (≈ LRT 9130 Galio odorati-Fagenion)
4	"S"	tiefgründige Böden aus Silikatgestein, niedrige Basensättigung (≈ LRT 9110 Luzulo-Fagenion)

Die ökologische Interpretation geologischer Karten

Zur ökologischen Interpretation der geologischen Karten wurden zwei verschiedene Ansätze gewählt (Abb. 3): Die Auswertung vorhandener, im Feld kartierter Standortskarten (Flächeninformation) und die Analyse der in der Datenbank BERGWALD gespeicherten Vegetationsaufnahmen (Punktinformation). Durch Verschneidung im GIS wurde jedem kartierten Standort bzw. jedem Aufnahmepunkt eine geologische Einheit zugewiesen. Auf der Basis der Flächenanteile der Kombinationen aus geologischer Einheit und Substrattyp wurde ein Präferenzindex p errechnet:

$$p_{ij} = \frac{k_{ij}}{\sum_i k_{ij}} - \frac{n_i}{\sum_i n_i}$$

i: Substratklassen

j: geologische Einheiten

k: Überschneidung von Substrattyp und geologischen Einheiten

n: Gesamtfläche bzw. Gesamtaufnahmezahl der Substratklassen

Dieser Index ermöglicht es, die Affinität eines Substrattyps zu einer bestimmten geologischen Einheit zu beschreiben. Er nimmt Werte > 0 an, wenn die Verschneidung mit einer geologischen Einheit die Erwartung bei zufälliger Verteilung übertrifft. Negative Werte treten auf, wenn sich Substrattyp und geologische Einheit weniger überlappen als bei zufälliger Verteilung. Da Standortskarten nur für kleine Flächen zur Verfügung stehen, konnte der Index auch nur für einen Teil der geologischen Einheiten berechnet werden (Tab. 5, Anhang).

Die komplexen Verschneidungsbeziehungen zwischen Substrattypen und geologischen Einheiten wurden mittels Hauptkomponentenanalyse zusammengefasst und grafisch dargestellt. Die Hauptkomponentenanalyse ist ein Ordinationsverfahren, das es erlaubt, Ähnlichkeiten zwischen Merkmalen aufzuzeigen und abzubilden. Im vorliegenden Falle bildeten die geologischen Einheiten die Zeilen (Objekte), die Substratklassen die Spalten (Merkmale) der Eingangsmatrix. Das Ergebnis erleichtert eine Unterteilung der geologischen Einheiten in ökologisch möglichst homogene Gruppen (Abb. 4).

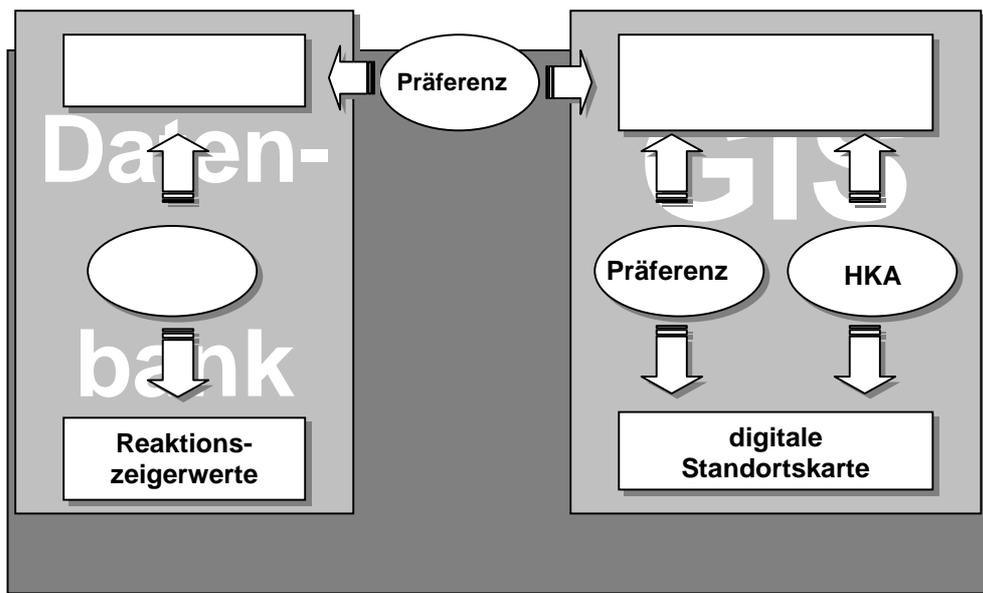


Abb. 3: Vorgehensweise bei der Interpretation der geologischen Einheiten.

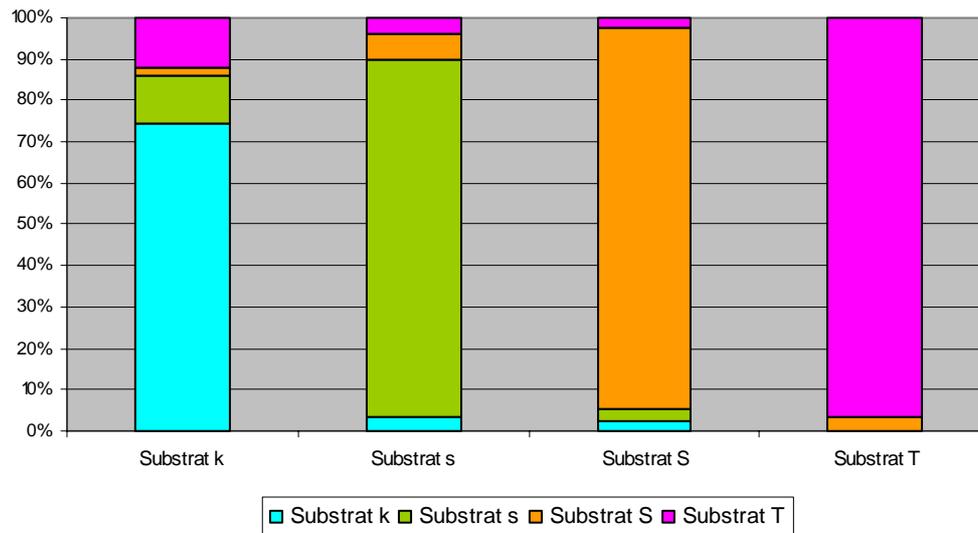


Abb. 5: Grafik der Übereinstimmung von auf Basis der R-Zeigerwerte klassifizierten Substrattypen mit den pflanzensoziologisch bestimmten Substrattypen.

Die georeferenzierten Datenbank-Plots wurden mit der geologischen Karte im GIS verschnitten und ebenfalls ein Präferenzindex errechnet.

Abschließend wurden die Ergebnisse der flächen- und der aufnahmebezogenen Analysen in einer Matrix zusammengefasst und den geologischen Einheiten auf Basis der positiven Präferenzindexwerte ein Substrattyp zugeordnet. Indexwerte wurden dabei nur dann in die Auswertung einbezogen, wenn sie mindestens 50% des maximalen Indexwerts einer geologischen Einheit betragen. Das Gesamtergebnis wurde von einem Experten des Geologischen Landesamtes überprüft, der auch indifferente und mit mangelhaften Basisdaten versehene Einheiten gutachtlich zuordnete. Für rd. 98% der Fläche des Wuchsgebiets 15 konnten auf diese Weise Substrattypen festgelegt werden (Tab. 5, Anhang).

Wie zu erwarten war, sind die Ergebnisse vor allem in den Gebieten eindeutig, in denen sich Böden aus dem anstehenden Gestein entwickelt haben und Erosion nicht zu einer stärkeren Verlagerung und Durchmischung von unterschiedlichen Ausgangsgesteinen geführt hat. In anderen Fällen, wie z.B. bei glazialen und periglazialen Lockersedimenten, kann die Zusammensetzung der bodenbildenden Gesteine sehr unterschiedlich sein. Wurde das erodierte Material nur sehr kleinflächig verteilt, entspricht der Substrattyp häufig dem der in der Umgebung anstehenden Gesteine (z. B. Hangschutt). Aufgrund der Lage im Kalkalpin ergab die Berechnung der Präferenzindizes in den Fällen, in denen Daten aus Aufnahmen und Kartierungen vorlagen, daher in den meisten Fällen den Substrattyp k (Tab. 1 und 4, Anhang).

Die Zuordnung von Lockersedimenten kann durch GIS-Prozeduren weiter verbessert werden. So soll die Zusammensetzung von über kurze Strecken verlagerten Sedimenten aus den in der Nachbarschaft anstehenden Festgesteinen abgeschätzt und der wahrscheinlichste ökologische Substrattyp automatisch zugewiesen werden.

Über weitere Strecken verfrachtete Lockergesteine wie Moränen oder Glazialschotter, die häufig Gemenge von zentralalpinen und kalkalpinen Gesteinen darstellen, lassen sich dagegen nur schwer ökologisch charakterisieren. Dies bedarf sehr aufwendiger Modelle, die die Ursprungsgebiete und das Fließverhalten von Gletschern simulieren.

Ausblick

Die bisherigen Erfahrungen im Projekt zeigen, dass vor allem die Qualität der Ausgangsdaten eine entscheidende Rolle spielt. Da digitale geologische Informationen flächendeckend nur in Form einer relativ kleinmaßstäblichen geologische Karte (1 : 200.000) vorliegen, kann auch das Resultat der Modellierung, die vorläufige Lebensraumtypen-Karte, nur eine Übersicht in einem entsprechendem

Maßstab bieten. Großmaßstäbige Detailkarten können zwar im GIS produziert werden, aufgrund der sich ergebenden Lageungenauigkeiten fehlt aber die für Geländearbeiten benötigte Detailschärfe. Die geologischen Karten des Bayerischen Geologischen Landesamtes im Maßstab 1 : 25.000 bieten zwar eine hohe Auflösung, sind aber leider nur für ca. 30% des Bayerischen Alpenraums verfügbar. Trotz dieser Beschränkung bietet die Standortmodellierung im GIS die Möglichkeit für große, schwer zugängliche Gebiete wie den Bayerischen Alpen kostengünstige und reproduzierbare Informationen über die standortkundlichen Verhältnisse zu liefern. Bis Ende 2006 werden die Arbeiten am Informationssystem für Hochgebirgsstandorte in Bayern voraussichtlich abgeschlossen sein und die Ergebnisse werden in die naturschutzfachlichen Planungen der staatlichen Forstbehörden eingehen. Das standortkundliche Informationssystem bietet neben der Möglichkeit Lebensraumtypen effizient abzugrenzen, eine Grundlage für weitere Bewertungen, Planungen, Entscheidungen und Prognosen, z.B. im Waldbau in der Schutzwaldsanierung und im Management von Naturgefahren.

Danksagung

Diese Forschung wird gefördert vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten. Wir danken den Projektpartnern der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und der Bayerischen Staatsforstverwaltung, insbesondere Rudolf Seitz für konstruktive Kommentare und Unterstützung.

Literatur

- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* **18**. Goltzke: Göttingen, 248 pp.
- EWALD, J. (1995): Eine vegetationskundliche Datenbank bayerischer Bergwälder. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* **56**: 453-465.
- EWALD, J. (1997a): Standorterkundung im Hochgebirge Oberbayerns. *AFZ/Der Wald* **23**: 1274-1276.
- EWALD, J. (1997b): Die Standortbindung der Waldgesellschaften der oberbayerischen Alpen - Ermittlung des Beitrages der Vegetationskunde zur Standortkartierung im Hochgebirge. Unveröff. Forschungsbericht der LWF, Freising.
- EWALD, J. (1998): Anleitung zur vegetationsgestützten Standortkartierung im Halblechgebiet, unveröffentlicht.
- EWALD, J. (1999): Die standortsökologisch fundierte Pflanzensoziologie als Erkenntnisquelle für den naturnahen Waldbau - das Beispiel der Standortgliederung für das bayerische Hochgebirge. *Freiburger Forstliche Forschung Berichte* **16**: 27-38.
- EWALD, J. & MÄRKL, G. (2000): Erläuterungsband zur Standortserkundung Waldkörperschaft Buching-Trauchgau, Halblech. Verein für Forstliche Standortserkundung, München.
- FISCHER, M., MÜLLER-KROEHLING, S., GULDER, H.-J. (2002): Managementplan für das FFH-Gebiet "Hienheimer Wald mit Ludwigshain und Hangkante Altmühltal" (Nr. 7036-302). Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz: Regensburg, 56 S. + Anh.
- FISCHER, M., SEITZ, R., STANGL, J., KOCH, M. (2005): Kartierung und Bewertung von Natura-2000-Gebieten im Hochgebirge. *AFZ-DerWald* **12**: 623-624.
- KONNERT, V. (2001): Standortkarte Nationalpark Berchtesgaden. Unveröff. Abschlussbericht, TU München, Freising.
- LANG, A., WALENTOWSKI, H., LORENZ, W. (2004): Kartieranleitung für die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern, 5. Entwurf. München und Freising.
http://www.lwf.bayern.de/imperia/md/content/lwf-internet/veroeffentlichungen/natura2000/02/natura2000_02.pdf
- MAGES, H. (1995): Kartierung der Standorte und der potentiell natürlichen Waldgesellschaften der Muldenzone im Forstamt Kreuth (Mittlere Bayerische Kalkalpen). Unveröff. Diplomarbeit LMU München, Freising.
- MAYR, A. (1999): Kartierung der Standorte und potentiellen natürlichen Waldgesellschaften im Hochgebirge (im Forstamt Garmisch-Partenkirchen). Diplomarbeit FH Weihenstephan, Freising.
- PFRIEM, S., BAUER, CH. (2000): Vegetationsgestützte Standortkartierung in einem waldbaulichen Problemgebiet: Der Setzberg in den Tegernseer Alpen (Forstamt Kreuth). Diplomarbeit FH Weihenstephan, Freising.

submitted: 23.06.2005
 reviewed: 16.08.2005
 accepted: 18.09.2005

Autorenanschrift:

Stefan Binner

Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
 Botanik, Vegetationskunde
 Am Hochanger 5, D-85350 Freising,
stefan.binner@fh-weihenstephan.de

Prof. Dr. Jörg Ewald

Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
 Botanik, Vegetationskunde
 Am Hochanger 5, D-85350 Freising,
joerg.ewald@fh-weihenstephan.de

Prof. Dr. Steffen Rogg

Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
 Forstliche Informatik, Forstliche Biometrie, Waldmessenlehre, Umweltinformatik
 Am Hochanger 5, D-85350 Freising,
stefan.rogg@fh-weihenstephan.de

Tab. 3: Dreistelliger Code des vegetationsgestützten Kartierverfahrens nach EWALD.

Substrat		Baumartenkombination (Höhenstufe)		ökologische Feuchtestufe
k	Kalk / Dolomit	B	Buchenreicher Bergmischwald (montan)	1 trocken
K	grobes Kalkgestein (Blöcke)	b	Nadelholzreicher Bergmischwald (hochmontan)	2 mäßig trocken
s	Silikatgestein (basenreich, Mull)	T	Tannenreicher Bergmischwald (montan bis hochmontan)	3 mäßig frisch
S	Silikatgestein (sauer, Moder)	F	Fichtenwald (subalpin)	4 frisch
L	Lockergestein	f	Fichtenreicher Mischwald	5 sehr frisch bis hangfeucht
M	Moor	Z	(Lärchen-) Zirbenwald (hochsubalpin)	6 wechsell trocken
A	Auensediment	A	Ahorn-Edellaub-Mischwald (montan bis hochmontan)	8 feucht
T	Tangelhumus	e	Grauerlen-Sumpfwälder, montan	9 nass
G	Geröll	E	Esche (tiefmontan)	
F	Fels	K	Wald-Kiefer (montan bis hochmontan)	
		k	Latsche (subalpin)	
		W	Weidenarten alpischer Fluss- u. Wildbachauen	
		P	Pioniergehölze	

Tab. 4: Regionale Standortseinheiten im Bayerischen Alpenraum nach EWALD.

AA4	Frischer Edellaubmischwald auf Terrassenschotter
Ae4	Frischer Grauerlenwald der feinerdereichen Aue
Af2	Mäßig trockener Nadelmischwald auf Terrassenschotter
Ap1	Wildbachschotter
AW2	Mäßig trockenes Weidengebüsch der Schotterau
EIS	Eis
Fp1	Fels
GEW	Gewässer
Gp1	Geröll
KA3	Blockschutt-Edellaubwald
kA5	Hangfuß-Edellaubwald
kB1	Felshang-Bergmischwald
kB2	Mäßig trockener Karbonat-Bergmischwald
kB3	Mäßig frischer Karbonat-Bergmischwald
kb3	Mäßig frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald
kb4	Frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald
kE8	Feuchter Karbonat-Erlenwald mit Esche
kF2	Mäßig trockener subalpiner Karbonat-Fichtenwald
kF3	Mäßig frischer subalpiner Karbonat-Fichtenwald
KIE	Kiesgrube
kK1	Trocken-Kiefernwald
kk2	Trockenes Latschengebüsch
kk3	Frisches Latschengebüsch
kp1	Trockener Karbonat-Lahner
kp3	Frischer Karbonat-Lahner
kp9	Quellmoor
kT8	Feuchter Karbonat-Tannen-Edellaubwald
kZ2	Trockener Lärchen-Zirbenwald
kZ3	Frischer Lärchen-Zirbenwald
Lp6	Sukzession auf Murschuttkegel
Me9	Nasser Erlen-Fichtenwald
MF9	Moorrand-Fichtenwald
Mk9	Hochmoor-Latschengebüsch
sA4	Mischwald steiler Einhänge und Schluchten
sB3	Mergelsteilhang-Bergmischwald
SB4	Frischer Silikat-Moder-Bergmischwald
sB4	Frischer Silikat-Mull-Bergmischwald
sb4	Frischer hochmontaner Silikat-Mull-Bergmischwald
Sb5	Sehr frischer hochmontaner Silikat-Moder-Bergmischwald
sB5	Sehr frischer Silikat-Mull-Bergmischwald
sb5	Sehr frischer hochmontaner Silikat-Mull-Bergmischwald
sE8	Feuchter Erlen-Eschenwald
Sf4	Kaltluftbeeinflusster nährstoffarmer Silikat-Nadelmischwald
sf4	Kaltluftbeeinflusster nährstoffreicher Silikat-Nadelmischwald
SF5	Sehr frischer subalpiner Silikat-Fichtenwald
sF5	Hangfeuchter subalpiner Silikat-Fichtenwald
SF8	Nährstoffarmer subalpiner Silikat-Fichtenwald
Sk5	Feuchtes Latschengebüsch
SoF	Sonstige Flächen
sp4	Frischer Silikat-Lahner

Tab. 5: Zusammenstellung der Ergebnisse aus der Berechnung der Präferenzindizes für Standortskarten und Plots der Datenbank "Bergwald". Die Spalte "Einwertung" zeigt den zugeordneten Substrattyp.

Einheit	Übersetzung	Anzahl	Fläche	Anteil %	Präferenz Standortskarten										Präferenz Plots				Einwertung g
					k	s	S	T	A	F	G	K	L	M	k	s	S	T	
HD	Hauptdolomit	297	97.441,1	21,1807	44	-29	-14	0	-3	9	0	-1	-1	-5	18	-21	-5	9	k
W,,g	Glaziale Ablagerungen, wülm-, spätwürmzeitlich	577	62.320,3	13,5465	38	-16	-13	0	-3	-4	1	0	-1	-3	21	-9	-10	-2	k
„hg	Hang- und Verwitterungsschutt	559	35.897,3	7,8030	13	-8	-13	0	-2	-2	12	0	2	-3	6	-12	-6	11	k
„f	Talfüllung	196	24.498,5	5,3252	5	-25	-14	1	32	-5	6	0	5	-4	25	-10	-12	-4	k
WK	Wettersteinkalk und -dolomit	157	22.317,6	4,8512	27	-28	-14	0	-4	18	6	0	0	-5	15	-21	-5	11	k
PL	Plattenkalk	130	19.671,6	4,2760	54	-26	-13	1	-3	-4	-3	-1	-1	-5	-5	-19	1	22	k
trD	gebankter Dachsteinkalk, Rhät	65	15.517,6	3,3731	35	-29	-14	1	-3	14	1	0	0	-5	23	-20	-8	6	k
RB	Raibl-Schichten	160	8.656,9	1,8817	37	-27	-14	1	-4	10	3	-1	-1	-5	-12	-18	-4	34	k
„sw	Schwemmkegel	186	8.075,2	1,7553	32	-25	-14	-1	13	-5	1	3	0	-4	20	4	-11	-12	k
trR	Oberrhätalk, Rhät-Lias	111	7.200,9	1,5653	26	-14	-6	3	-4	4	-2	-1	-1	-5	9	-4	-5	-1	k
qh,,t	Fluviatile Ablagerungen, postglazial	29	3.275,0	0,7119											53	-24	-15	-14	k
PA	Partnach-Schichten	30	2.767,3	0,6015	33	-16	-14	1	-4	-1	3	1	-1	-3	3	-5	-15	18	k
juH	Hierlatzkalk, bunte Jurakalke	104	1.906,4	0,4144	36	-27	-12	1	-4	5	4	0	0	-5	25	-2	-10	-14	k
RE	Reichenhaller und Gutensteiner Schichten	54	1.599,8	0,3477	52	-29	-14	0	-2	-3	-2	1	2	-5	43	-24	-12	-7	k
„t	Fluviatile Ablagerungen (spät- bis postglazial)	25	1.249,0	0,2715	-36	-29	-14	-1	94	-5	-3	0	-1	-5	53	-24	-15	-14	k
R-W	Fluviatile Ablagerungen (Interglazial Riß-Wülm)	19	867,6	0,1886	61	-29	-14	-1	-4	-5	-3	-1	0	-5	26	0	-15	-11	k
HK	Hallstatt-Buntkalke	30	789,1	0,1715	48	-25	-14	-1	-4	-5	-3	9	-1	-5	53	-24	-15	-14	k
GO	Gosau	13	586,6	0,1275	62	-29	-14	-1	-4	-5	-3	-1	-1	-5					k
trD,m	massiger Dachsteinkalk, Rhät	2	474,6	0,1032	10	-29	-14	-1	-4	47	-2	-1	-1	-5					k
jo,k	Bunter Oberjurakalk, Plassenkalk, Trssensteinkalk, Oberalmer Schichten	18	340,3	0,0740	1	-28	-14	0	-4	25	26	-1	-1	-5					k
jG	Geiselsteinkalk, Unterlias	4	237,1	0,0515	2	-26	-6	9	-4	27	1	3	-1	-5	53	-24	-15	-14	k
krS	Schrambach-Schichten	12	182,1	0,0396	36	-24	-14	1	5	-5	-3	6	2	-5	-47	-24	-15	86	k
jo,i	Basis Malm; Radiolarit, Kieselkalk	9	90,9	0,0197	42	-16	-8	-1	-3	-5	-3	-1	-1	-5					k
WD	Wettersteindolomit	1	10,9	0,0024	20	13	-14	-1	-4	-5	-3	-1	-1	-5					k
„Hh	Hochmoor	21	862,0	0,1874	-35	-24	-14	-1	-4	-5	-3	-1	-1	87					M
FZ	Zementmergel-Serie	97	12.348,4	2,6842	-28	36	7	-1	-3	-4	-3	-1	0	-4	-34	36	7	-9	s
juF	Fleckenmergel, Lias und Dogger	103	7.902,7	1,7178	1	14	-4	3	-2	-4	-3	-1	0	-4	-2	6	-2	-2	s
ja	Allgäu-Schichten, Jura in Beckenfacies	75	7.594,8	1,6509	-7	21	0	0	-4	-3	-3	0	0	-4	-3	15	-4	-8	s
trK	Kössen-Schichten, Rhät	164	7.588,1	1,6494	22	3	-13	1	-3	-4	-1	-1	0	-3	-16	15	-11	12	s
W,,f	Fluviatile Ablagerungen, wülm-, spätwürmzeitlich	100	5.810,0	1,2629	-14	17	-2	-1	1	-5	-3	-1	4	3	-10	7	-9	11	s
FS	Reiselsberg-Sandstein (Schwabbrunnen-Serie)	71	5.568,3	1,2104	-34	24	19	-1	-2	-5	-3	-1	2	1	-29	23	20	-14	S
krc	Cenoman	112	5.375,8	1,1685	-12	22	0	1	-4	-1	-2	0	-1	-3	-35	32	-3	5	s
FQ	Quarzit-Schichten, Flysch-Gault	83	3.665,2	0,7967	-35	16	36	-1	-3	-5	-3	-1	-1	-3	-42	7	48	-14	S

Einheit	Übersetzung	Anzahl	Fläche	Anteil %	Präferenz Standortkarten										Präferenz Plots				Einwertun g
					k	s	S	T	A	F	G	K	L	M	k	s	S	T	
joA	Malm-Aptychen-Schichten, Oberjura	78	3.403,7	0,7399	-15	22	5	-1	-4	-5	-2	1	2	-3	-31	15	17	-2	s
FP	Piesenkopf-Serie	58	2.427,6	0,5277	-33	34	5	-1	-1	-5	-3	-1	0	4	-38	37	11	-9	s
krA	Neokom-Aptychen-Schichten	78	2.235,5	0,4859	-11	39	-14	-1	-4	-5	-3	1	1	-4	-27	-4	5	26	s
FR	Reiselsberg-Sandstein	28	1.819,9	0,3956	-38	3	52	-1	-4	-5	-3	-1	-1	-4	-39	-5	58	-14	S
FT	Tristel-Schichten	38	1.762,5	0,3831	-37	44	9	-1	-4	-5	-3	-1	-1	-2	-47	43	18	-14	s
jm	Mitteljura, Dogger	52	1.738,7	0,3779	-32	34	17	-1	-4	-5	-3	-1	-1	-4	-27	12	9	6	s
FH	Hällritzen Serie	16	1.243,4	0,2703	-27	31	11	-1	-2	-5	-3	0	0	-5	-20	21	3	-4	s
kruG	Gault-Grünsand	3	41,8	0,0091											-47	43	18	-14	s
h,,f	Postglazialer Schotter	32	2.795,6	0,6077	-36	29	-14	-1	7	-5	-3	-1	-1	24	28	-24	10	-14	s,k
p-s	Werfener-, Mitterberger-, Fellersbacher-, Präbichl-Schichten	17	444,7	0,0967	43	-26	-14	6	-2	-5	-1	1	3	-5	-11	30	-6	-14	s,k
oIT	Tonmergel-Schichten, Rupel, UMM	22	427,6	0,0930	-38	70	-14	-1	-3	-5	-3	-1	-1	-5	53	-24	-15	-14	s,k
p	Haselgebirge, Perm	39	400,2	0,0870	47	-28	-14	0	5	-4	-3	3	-1	-5	-4	4	-1	1	s,k
oID	Deutenhauser Schichten, UMM	5	169,9	0,0369	-37	49	-14	-1	-4	-5	-3	-1	-1	16	20	9	-15	-14	s,k
FO	Ofterschwanger Schichten	38	803,8	0,1747	-38	-1	44	-1	-4	-5	-3	-1	-1	8	-47	76	-15	-14	s,S
„,x	Blockschutt	15	1.998,5	0,4344	-38	-29	-14	-1	-4	37	56	-1	-1	-5	-34	-19	-4	56	t
WA	Walserberg-Folge	1	2,1	0,0005															
oIC	Cyrenen-Schichten	1	2,7	0,0006															
G,,f	fluviatile Ablagerungen aus der Günz-Kaltzeit	1	7,1	0,0015															
MI-R	Fluviatile Ablagerungen (Interglazial Mindel-Riß)	1	7,7	0,0017															
eoK	Kressenberg-Schichten, Eozän	3	8,9	0,0019															
krL	"Cenoman-Serie": Lechtal- Kreideschiefer, Apt-Alp	2	13,2	0,0029															
s	Alpiner buntsandstein Skyth	2	16,0	0,0035															
MI,,g	Glaziale Ablagerungen aus der Mindel-Kaltzeit	2	27,8	0,0060															
FG	Untere Bunte Schiefer, Flysch-Gault	4	28,7	0,0062															
,D	Diabasporphyrit, ? Cenoman	6	56,4	0,0123															
GO,k	Gosau, Rudistenkalke	6	76,7	0,0167															
TF	Teisendorfer Facies mit Achtal- Sandstein	8	81,9	0,0178															
eoSS	Stadschieder, Eozän	4	84,2	0,0183															
eoO	Obereozän von Oberaudorf	2	104,1	0,0226															
eoST	Stockletten, Eozän	9	107,4	0,0233															
eo	Obereozän von Salzburg	8	111,2	0,0242															
GO,c	Gosau, Grundkonglomerate und - breccien, Coniac-Serie	5	115,8	0,0252															
tR	Kalkandstein	3	122,5	0,0266															
K	Kieselkalk und Diphyoideskalk, Obervalangin	7	125,5	0,0273															
„,r	Rutschmasse	4	166,7	0,0362															

Einheit	Übersetzung	Anzahl	Fläche	Anteil %	Präferenz Standortkarten										Präferenz Plots				Einwertun g	
					k	s	S	T	A	F	G	K	L	M	k	s	S	T		
NZ	Gosau: Nierental-Schichten	5	172,9	0,0376																
„t	fluviatile Ablagerungen (spät-, postglazial)	7	188,2	0,0409																
joR	Roter Knollenflaserkalk	3	188,3	0,0409																
R,,f	Fluviatile Ablagerungen (Riss-Kaltzeit)	2	202,3	0,0440																
eoN	Nummuliten- und Lithothamnienkalk, Eozän	14	242,6	0,0527																
PL-D	Übergang Plattenkalk-Dachsteinkalk	3	246,4	0,0536																
UMM	Untere Meeresmolasse	5	257,8	0,0560																
oIB	Baustein-Schichten, UMM	15	261,5	0,0568																
BM	Buntmergel-Folge	10	272,7	0,0593																
A	Aptychen-Schichten	12	274,9	0,0598																
„x	Gesteinsschutt	9	322,5	0,0701																
„l	Limnische Ablagerungen	15	325,8	0,0708																
„Hm	Anmoor	15	567,3	0,1233																
krR	Roßfeld-Schichten	5	656,3	0,1427																
miH	Hauchenberg-Schichten	5	772,8	0,1680																
L	Leimern-Schichten	32	784,9	0,1706																
DR	Drusberg-Schichten und Schrattekalk	24	848,6	0,1845																
R,,g	Glaziale Ablagerungen (Riß-Kaltzeit)	29	1.251,4	0,2720																
F	Gesteine der Feuerstätter Decke und Schmiedebach-Serie	36	1.430,1	0,3109																
ju,k	Lias-Kieselkalk	22	1.479,2	0,3215																
W	Wang-Schichten und Dreiangel-Serie	23	1.626,8	0,3536																
AM	Amden-Schichten	63	1.740,1	0,3782																
SE	Seewen-Kalk und Grünsand-Schichten	55	1.770,7	0,3849																
OMM	Obere Meeresmolasse	14	1.817,1	0,3950																
„Hn	Niedermoor	79	1.874,4	0,4074																
m	Muschelkalk, Anis	56	2.264,0	0,4921																
SK	Drusberg-Schichten und Schrattekalk	40	2.977,5	0,6472																
GM	Granitische Molasse, Eger	37	3.502,2	0,7613																
oIW	Weißach-Schichten, USM	52	3.702,2	0,8048																
miKo	Kojen-Schichten, Obereger	17	4.405,9	0,9577																
OSM	Obere Süßwassermolasse	28	9.110,4	1,9803																
oIST	Steigbach-Schichten, USM	63	10.305,4	2,2401																
ZL	Hallstadt-Facies: Zlambach-Schichten	1	9,1	0,0020																
Gewässer	Gewässer	112	5.176,6	1,1252																

Comparison of three modelling approaches of potential natural forest habitats in Bavaria, Germany

Michael Förster, Birgit Kleinschmit & Helge Walentowski

Abstract

In the context of the EU Habitats Directive, which contains the obligation of environmental monitoring, nature conservation authorities face a growing demand for effective and competitive methods to survey protected habitats. Therefore the presented research study compared three modelling approaches (rule-based method with applied Bavarian woodland types, multivariate technique of cluster analysis, and a fuzzy logic approach) for the purpose of detecting potential habitat types. The results can be combined with earth observation data of different geometric resolution (ASTER, SPOT5, aerial photographs or very high resolution satellite data) in order to determine actual forest habitat types. This was carried out at two test sites, situated in the pre-alpine area in Bavaria (southern Germany). The results were subsequently compared to the terrestrial mapped habitat areas of the NATURA 2000 management plans. First results show that these techniques are a valuable support in mapping and monitoring NATURA 2000 forest habitats.

Introduction

NATURA 2000 sites cover approximately seven per cent of the territory of Germany. The EU Habitats Directive (council directive 92/43/ECC, EUROPEAN COMMISSION 2003) requires a standardised monitoring of the habitat types and a reporting every six years. For this reason, an operational, objective, economically priced and as far as possible automated application is required. The rapidly developing remote sensing sensor technique and also new image processing methods offer new possibilities to apply remote sensing data for NATURA 2000 monitoring. The possibilities of remote sensing techniques for detecting and monitoring of biodiversity within the scope of the Habitats Directive has already been proven by EU projects [SPIN](#) (LANGANKE et al. 2004) and [EON 2000+](#) (SELL et al. 2004). Consequently this study is a contribution to an effective implementation of these methods for operational use at the regional level (of German federal states). Therefore these methods have to be cost-effective and highly standardised to be a support in terrestrial mapping processes.

With the introduction of a more detailed monitoring guideline as an extension of the EU Habitats directive ([DocHab_04-03/03_rev.3](#), EUROPEAN COMMISSION 2005) the EU states that assessing and evaluating the conservation status of habitats and species within the NATURA 2000 network is not sufficient. Therefore an aggregation of the evaluated monitoring sites to the biogeographical level is necessary (NEUKIRCHEN 2005). The estimation of the spatial distribution and the kind of NATURA 2000 habitat types in a biogeographical region can be based on the modelling of potential natural vegetation associations. This can be done by the use of expert knowledge about the requirements of the habitat types in respect to site specific factors, such as soil type or relief. For this task, besides the study of historical sources, a modelling of potential natural vegetation as well as a monitoring with remote sensing techniques is required. Furthermore the modelled results of potential natural vegetation can give a support for mapping aerial photographs or classification of satellite images. Up to now, area-wide information about the potential natural vegetation is available only on a large scale 1 : 500.000 (SEIBERT 1968; a new edition of the outline map is expected soon, SUCK & BUSHART 2005) or in form of statistical data ([WALENTOWSKI 2001](#)). In order to derive spatially more detailed facts, a rule-based, a multivariate, and a fuzzy logic approach were applied.

Test Areas

As test areas two sites („Angelberger Forst“ and „Taubenberg“) in the pre-alpine region of southern Bavaria were chosen. These test sites sized 640 and 1850 hectares respectively, are nearly completely wooded. Within these NATURA 2000 sites, different semi-natural mixed forest types exist, including Beech forests (9110, 9130), Alluvial forests with *Alnus* and *Fraxinus* (91E0), and bog woodland (91D0). To evaluate the results of this study forest management plans (SEITZ & KESSLER 2004) or publications including mapped woodland habitats ([WALENTOWSKI et al. 2005](#)) were available for the two selected areas. Figure 1 shows the locations of the test sites and the existing forest habitat types.

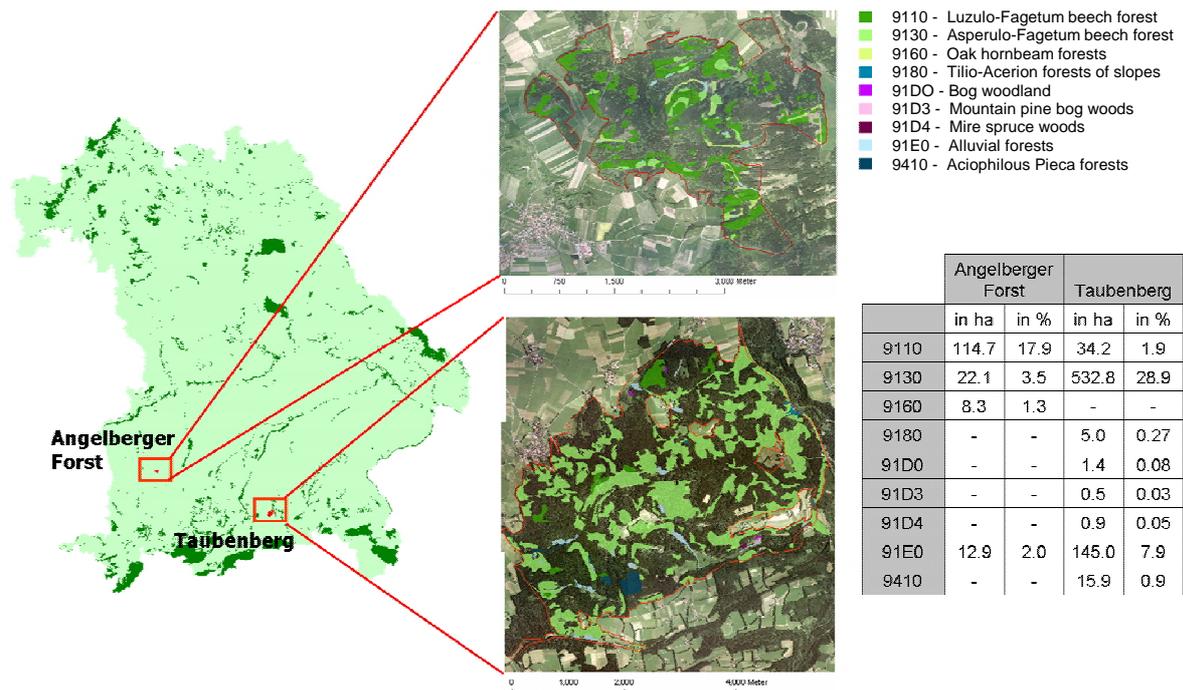


Fig. 1: Test sites in the pre-alpine area of the federal state Bavaria. The “Angelberger Forst” area is dominated by habitat type 9110 (L u z u l o – F a g e t u m) while the “Taubenberg” area is dominated by habitat type 9130 (A s p e r u l o – F a g e t u m). For the area of the “Taubenberg” it is important to notice that habitat type 9130 consists of a considerable percentage of fir-mixture. Within European NATURA 2000 areas *Abies* forests should be recorded carefully as special habitats. Because of their transitional character between temperate beech forests (habitat type 9130) and boreal spruce forests (habitat type 9410) the forest type is assigned to habitat type 9130 (WALENTOWSKI et al. 2005).

Spatial modelling of potential natural forest associations

Although the forest composition in Central Europe is heavily influenced by human utilization, the existence of certain forest types depends on environmental conditions. Those site factors, e.g. determined by soil type, altitude above sea level and steepness of the surface, by specific meso- and micro-climatic conditions, or availability of water are even included in planting decisions with the use of forestry site maps. Consequently, spatial modelling based on the most significant environmental factors and empirical knowledge about the growth conditions of the important tree species can help to determine potential natural vegetation on comprehensible algorithms (DÖRING & JANSEN 2005; JANSEN et al. 2002). Moreover, at a biogeographic scale the approach can help to identify the range and the area covered for each habitat. In combination with remote sensing data a spatial modelling provides an important tool for complex monitoring tasks (FÖRSTER et al. 2005; FRICK 2004).

For the modelling of the potential natural forest associations a digital terrain model (DTM 5 and DTM 25), a conceptual soil map (1 : 25.000) as well as a forestry site map were used (see Table 1). To exclude regional knowledge and receive results transferable to other NATURA 2000 sites, the data was processed without a field survey.

Tab. 1: List of existing spatial data. Because of the higher percentage of private forest in the „Taubenberg“ area, the availability of information is more difficult.

Data Type	Angelberger Forst	Taubenberg
Map of habitat types	available	available
Digital Terrain Model	available (DTM 25)	available (DTM 5 and DTM 25)
Climate data	Climate atlas Bavaria	Climate atlas Bavaria
Conceptual Soil Map	available	available
Forestry Site Map	available	not available
Silvicultural Map	available	not available
Management Plan	available	not available

Rule-based method

The purpose of this easily comprehensible and rule-based method was to model potential natural forest associations in areas with identical natural woodland composition (WALENTOWSKI et al. 2004). The test sites are situated in the region of mountainous mixed forest (Taubenberg) and beech forest (Angelberger Forst). For habitat types, which could exist in this natural woodland composition, a register of location-factors was developed, including soil type, relief type, water balance, and site-related additional attributes, such as the location of very dry areas. Furthermore sites with a high (H) suitability and sites where the existence of the habitat type is generally possible (P) or excludable (E) were distinguished. Based on the existing suitability the geo-data were combined to a set of rules (see Figure 2):

1. Modelling of locations with high (H) and excludable (E) suitability for a habitat type. As an example, the possibility of the existence of bog woodland (91D0) on brown soils will be excluded, while the existence on peaty soils is highly possible.
2. Modelling of the possible occurrences (P) of a habitat type. A case in point would be the suitability of *Luzulo-Fagetum* (9110), which has a wide range of possibilities to occur. This habitat type can grow on different relief types (southern exposition, steep slopes, hilltops) as well as on different soil types (sand, gravel). These geo-factors are not spatially exclusive. Therefore a site can be chosen as a possible habitat type due to one or several parameters. In this case, the number of possible occurrences was summed up.
3. The calculated site qualities for the habitat types were combined. Firstly a potential forest association is chosen for areas with high suitability (H). At sites without H the habitat type with the largest number of possible occurrences was selected.
4. At each grid cell the dominating habitat type will be chosen as the potential natural forest association. The result is a complete spatial database of the potential natural vegetation.

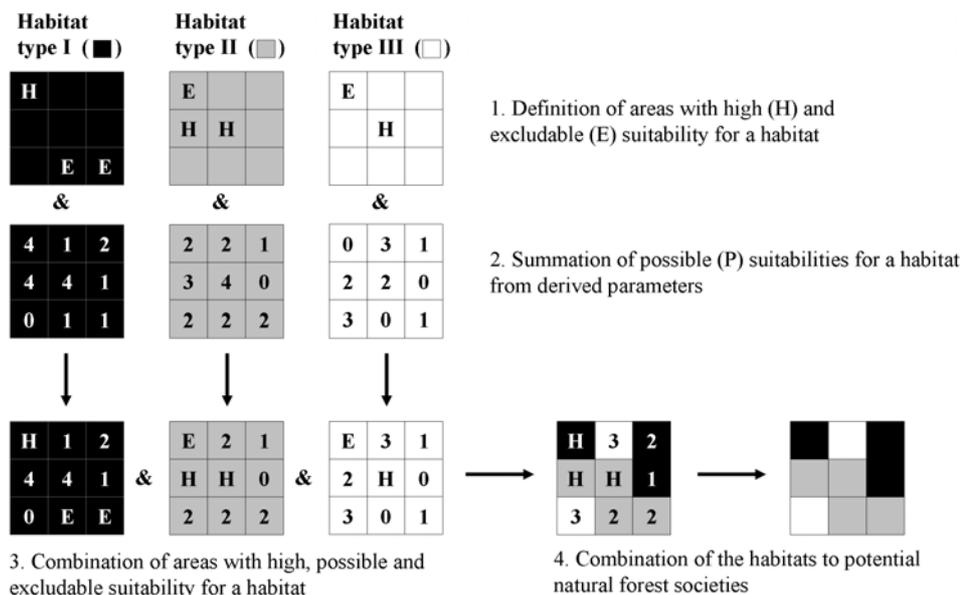


Fig. 2: Scheme of the rule-based model.

Multivariate clustering of relief types

The multivariate clustering method of relief types (developed from SCILANDS inc.) assumes that distribution patterns of various site specific factors are significantly affected by changes of the terrain. Classifying the terrain into landscape ecologic relevant morphographic units can give important evidences concerning the distribution of woodland associations. Therefore three autonomous relief type categories of the terrain were calculated:

- Subdivision of the relief in summit areas, bottom areas, slopes, and closed depressions.
- Differentiation of areas with convergence of discharge (e. g. valleys), areas with divergence of discharge, and intermediate areas, which mediate between convergence and divergence.

- The terrain is organised into areas with a slope perpendicular to contour lines and into areas which are steepened or flattened relative to the extremes.

The calculated subdivisions were summarised to clusters. The applied approach is a combination of the iterative minimum distance method (FORGY 1965) and of the hill climbing routine (RUBIN 1967). The differentiated clusters were assigned to the possible habitat type in the pre-alpine area. The method relies exclusively on the digital terrain model (DTM). Hence only habitat types which strongly depend on relief parameters, such as *Tilio – Acerion* forests of slopes, screes and ravines (9180), can be processed. Because of the higher intensity of the relief only the NATURA 2000 area „Taubenberg“ was used for the multivariate clustering of single habitat types, such as 9180 or 9150.

Fuzzy logic method

The relation between a suitable site and a vegetation association is often described as a “blurred relation” (GLAVAC 1996). The mathematical branch of fuzzy logic (ZADEH 1978) offers an instrument for handling blurred and only qualitatively described information, so-called fuzzy relations. Due to the fact that there is a great variety of knowledge about the relation between site conditions and plant associations (ELLENBERG 1996), the model BERN (**B**ioindication for **E**cosystem **R**egeneration towards **N**atural conditions) was developed to integrate these facts.

In order to better integrate ecosystematic connections, the BERN model was developed on the basis of empirical compilations, performed within a well-monitored region of Germany (SCHLUTOW & HÜBENER 2004). The BERN model database includes in the first stage only the fundamental niches of the plant species with their blurred thresholds of the suitable site parameters (base saturation, C/N-ratio, soil moisture, length of vegetation period and continentality index (SCHLUTOW & HÜBENER 2005). The combination of these site-factors which influence the vegetation vitality results in a possibility for plant existence. In the second stage the niche of the whole plant community had been modelled by combining the fundamental niches of the constant plant species with a fuzzy “AND” operator.

The model consists of the following stages:

1. Investigation of the primary natural characteristic of the site conditions (soil moisture, climate, relief type, exposition, soil type).
2. The BERN database contains fuzzy constraints for >700 plant species according to the parameters mentioned above, taken from expert literature of the region (OBERDORFER 1992; WALENTOWSKI et al. 2004). The fuzzy constraints are combined by the minimum operator, because the ecological limiting factor (e.g. poor soils) represses the plant growth, even if all other site-factors are in favour for the development of certain vegetation. This leads to a 5 dimensional possibility distribution function of the species for the site conditions.
3. The possibility measures were combined with a fuzzy gamma operator regarding the species of a certain vegetation type.

As Figure 3 shows for the example of the beech (left), different distribution functions of the possibility of occurrence of tree species in relation to the site-factors were developed and used competitively. In a second step the tree species were aggregated to habitat types (here *Lu z u l o – F a g e t u m* – 9110). The habitat type with the highest possibility of occurrence was assigned to each raster cell.

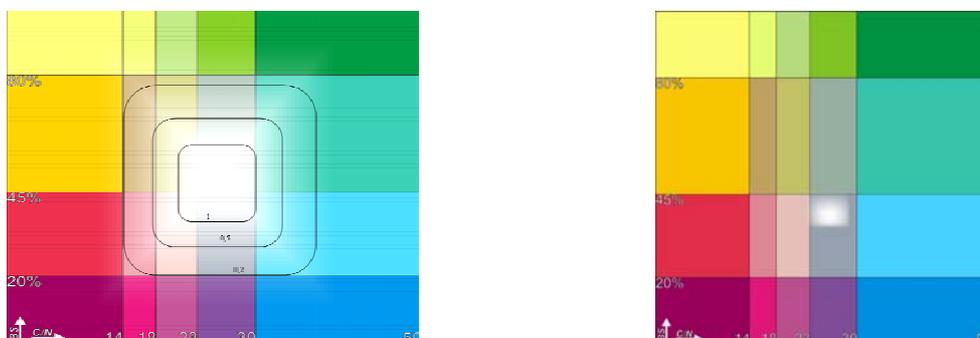


Fig. 3: Distribution function of the possibility of occurrence of beech (*Fagus sylvatica*) and the habitat type *Lu z u l o – F a g e t u m* in relation to the site-factors base saturation and C/N-Relation. The white colour shows the distribution of the possibility of occurrence for beech from 0 to 1.

Classification of forest types and combination with the modelling results

The implementation of remote sensing in detection and monitoring of NATURA 2000 habitats and site quality key parameters is stated by various authors (GRANKE et al. 2004; LANG & LANGANKE 2005). In order to identify real forest habitat types, the modelled potential natural forest associations had to be combined with a classification of the in situ vegetation. To guarantee a possible implementation into the workflow of the local authorities, the acquired data had to be cost-effective and processable using standard methods. The satellites SPOT5 and ASTER were considered suitable for the differentiation of coniferous, deciduous, and mixed forest as they offer a spatial resolution of 5 m to 15 m and spectral bands in the infrared and near infrared region.

The satellite scenes of SPOT5 (acquisition date: 07.09.04) and ASTER (acquisition date: 14.09.04) were georeferenced using the DTM. Furthermore a Minnaert correction was carried out with the objective of topographic normalisation (KLEINSCHMIT & COENRADIE 2005). On the basis of scanned and georeferenced true colour air photographs and silvicultural maps, training areas for all existing principal tree species and types of mixture were defined. The result was summarised to higher-ranking classes (see Figure 4). On the basis of these combined training areas a Maximum Likelihood classification was carried out. The result was validated by the use of forest management maps and local knowledge of forest officials.

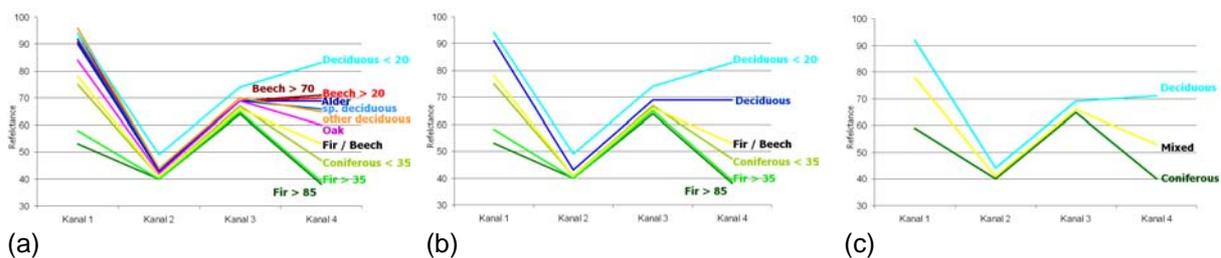


Fig. 4: Example of the summarising of tree classes for the test area „Angelberger Forst“. The reflectance values were taken from SPOT5 data and assigned to classes with the help of air photographs and silvicultural maps. In the first step (a) different classes of age, tree species and mixed stands were taken, but a reliable information was not possible due to similar spectral behaviour and individual variance of sample. Therefore deciduous trees were summarised to the class deciduous (b). Because the age information was not necessary for this application, the classes were combined to Deciduous, Mixed and Coniferous (c).

For the test site „Angelberger Forst“ the classes deciduous, coniferous, and mixed forest were detected, while for the test site „Taubenberg“ the classes deciduous, coniferous – non fir, coniferous – fir and mixed forest were recognised. The results correspond to the experiences of BLASCHKE & FELBERMEIER (2003), who detected similar classes with ASTER and SPOT4. Finally the scenes were segmented in two levels of detail. The majority class in one object was assigned as attribute to each polygon in order to receive more homogeneous classes.

The results of the satellite classification were combined with the methods described in section 2 in order to calculate the potential natural forest associations. The potential forest habitat type is only selected if the classified real vegetation corresponds to the topmost forest association (see Figure 5). An example would be the detection of a potential beech forest association, which is not considered a potential habitat type if the satellite classification result is coniferous forest.

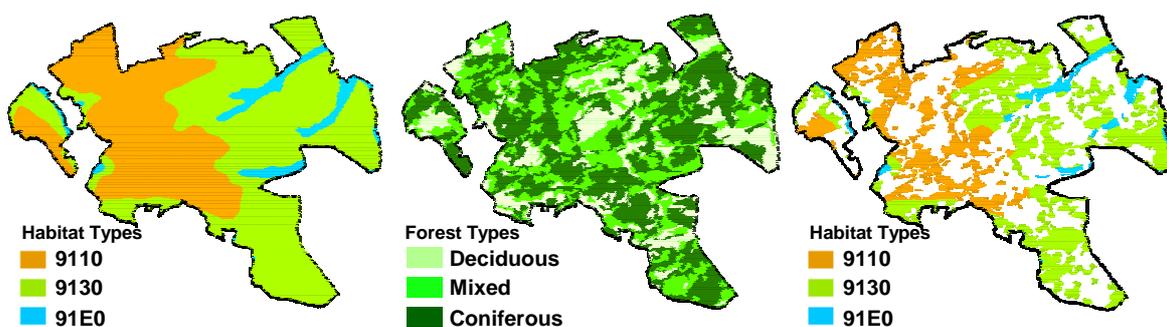


Fig. 5a: Potential natural forest (left), classification of SPOT 5 data (middle) and combination to potential habitat types (right) for the „Angelberger Forst“ (example from fuzzy logic method).

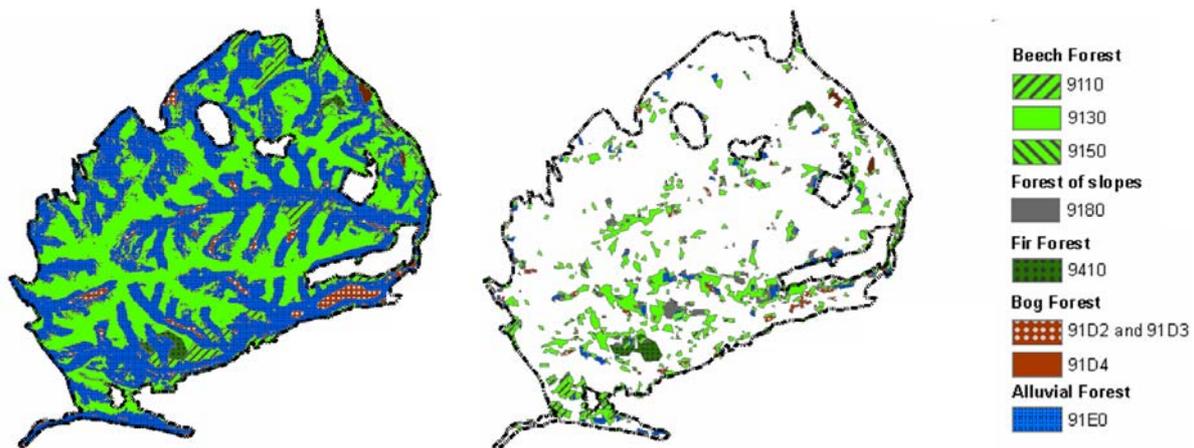


Fig. 5b: Potential natural forest associations (left) and derived potential habitat types (right) for the test site „Taubenberg“ (example from rule-based method).

Comparison of modelled and terrestrial mapped habitat types

The results were compared to the terrestrial mapped habitat types from the forest management plans of the test sites (see Table 2). A great part of the considered habitat types could be detected by the use of the model approaches. The best results were achieved by using the satellite data with higher spatial resolution (SPOT5) on the test site „Angelberger Forst“. The rule-based method and the fuzzy-logic approach obtained similar results in comparison to the management plan. Generally, apart from *Luzulo-Fagetum* (9110) the fuzzy logic approach achieved slightly higher results. An additional factor for a good correlation is the utilisation of a forestry site map (FSM) within the model. It was evident that the models tend to underestimate habitat types with distinct site specific growing conditions, such as Alluvial Forest (91E0) and *Tilio - Acerion* Forest of slopes (9180).

Tab. 2: Exemplary comparison of the results of the three modelling approaches with the forest management plan. Additionally the test site „Angelberger Forst“ was processed with and without a forestry site map (FSM). The term „n.a.“ stands for „not available“ because the habitat type is inexistent in this area or was not processed due to modelling restrictions (green marked areas with accuracies over 80 per cent, orange marked areas with accuracies below 60 per cent).

Habitat types	Rule-based Method			Fuzzy Logic method			Clustering of relief types Taubenberg without FSM (in %)
	Angelberger Forst with FSM (in %)	Angelberger Forst without FSM (in %)	Taubenberg without FSM (in %)	Angelberger Forst with FSM (in %)	Angelberger Forst without FSM (in %)	Taubenberg without FSM (in %)	
9110	95.4	92.3	62.5	68.0	60.3	72.4	n.a.
9130	70.6	66.0	76.9	74.8	72.0	92.3	n.a.
9180	n.a.	n.a.	40.0	n.a.	n.a.	40.0	80.0
9410	n.a.	n.a.	66.7	n.a.	n.a.	66.7	n.a.
91D2 – 91D4	n.a.	n.a.	80.0	n.a.	n.a.	85.7	n.a.
91E0	91.7	58.8	46.2	75.0	53.3	73.1	n.a.
9160	88.2	73.9	n.a.	86.7	n.a.	n.a.	n.a.

In the case of habitat type 9180 the clustering technique of relief types yields better results. Thus it was possible to detect 80 % of the areas with *Tilio - Acerion* forests of slopes, screes and ravines (9180), while the rule-based method achieved only 40 % of this habitat type. Within this research study, the clustering of relief types was only used for this habitat type. However it can be

suggested, that this modelling approach is especially successful in surface-dominated areas such as alpine forests.

A more detailed comparison, which involved the detected area size of model results and forest management plans, resulted in increased differences. As an example, the areas of Alluvial Forest of the data sets intersect only to 33.2 %. This is due to the model assumption that a habitat type necessarily has the potential natural vegetation. However, a modelled and detected deciduous beech forest can be an artificial planted forest of neophytes. Therefore, it would be impossible to detect these kinds of errors by the use of the methods described above.

The results could be improved if a buffer area surrounding the modelled habitat type would be applied as "suspected potential habitat type". For the rule-based and the fuzzy-logic method the accuracy could significantly be increased by using the second dominant modelled habitat type (see Figure 6). When combining potential habitat type and potential natural forest association the subordinated forest association could be regarded as possible result.

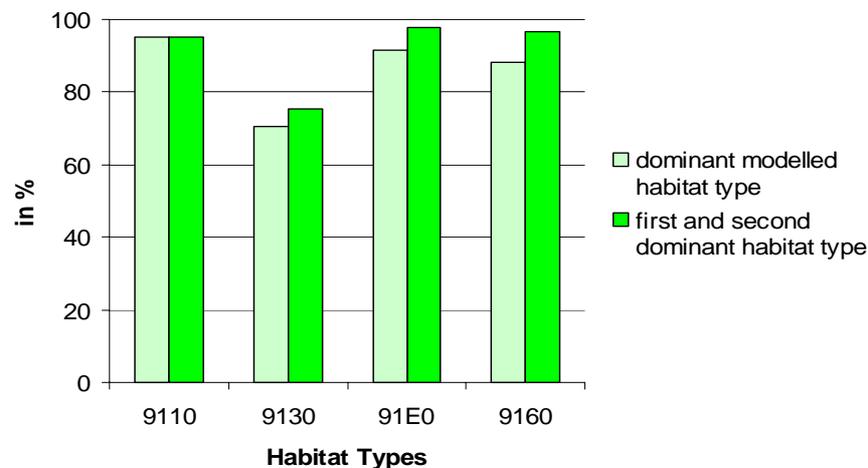


Fig. 6: Increased classification accuracy in modelling the second dominant modelled habitat type (example from rule-based method). The results raise up to 7.6 per cent.

To test the efficiency of the modelled approaches, the time expenses for the realisation were recorded. Because of the restricted model boundaries of the clustering of relief types, this was only possible for the rule-based and the fuzzy-logic methods (see Table 3). The tasks were divided into non-recurring steps (e.g. development of a mathematical and botanical basis, data-base design) and recurring steps (e.g. calibration according to special data availability, exceptional natural conditions). Although from an economic point of view this comparison is only valid to a limited degree, a few tendencies do arise. The rule-based approach is more efficient in the development of non-recurring tasks (165 h) while the fuzzy-logic method can manage the recurring tasks more efficiently (24 to 40 h). Therefore with more modelled NATURA 2000 areas the fuzzy-logic approach is more effective. On the other hand, the rule-based method is implemented in standard GIS software (ArcGIS Model Builder) while the BERN model is a separate software package. This makes the rule-based approach more easily applicable.

Tab. 3: Time expenses for the rule-based and the fuzzy logic modelling approach.

	Required Time (in hours)	
	Rule-based	Fuzzy Logic
Non-recurring tasks		
Development of mathematical and botanical basis	35	30
Technical realisation of the model		
Preparation of the vegetation data basis	130	160
Recurring Tasks (for each area)		
Validation and calibration for test sites	30-40	8-24
Presentation of results (cartography)	16	16
Sum	211 - 221	214 - 230

Analysis of the support the models can give to aerial photograph mapping

Besides the modelling of potential natural forest vegetation for the information on the biogeographic level of NATURA 2000, the results of the modelling could be used to support aerial photograph mapping. The mapping of NATURA 2000 areas with the help of very high resolution aerial or satellite images will become of increasing importance. This is due to the monitoring duties of each EU member state obliged to observe the quality of the NATURA 2000 areas in a 6-years cycle (EUROPEAN COMMISSION 2003).

The modelling results were used to evaluate the usage to support aerial photograph mapping. Aerial photographs of the test sites were acquired, orthorectified and classified by the use of the software ArcGIS Stereo Analyst (SEITZ & FISCHER 2005). The imagery was analysed

- without any additional help,
- with the use of the forestry site map,
- with the rule-based model and
- with both ancillary information.

As was to be expected, the mapping without any additional information yielded the poorest results. However, all other results were not convincing. Even the best approach with only the forest site map tends to heavily underestimate oak-hornbeam forests, while not reaching sufficient results for all other habitat type classes (see Figure 7).

The inadequate results depended on the quality of the aerial photographs. The imagery was supplied without the near infrared information. Additionally, the scan quality was not of a very high standard. It was recognisable that additional information improved the mapping results. However, a definite conclusion as to what kind of information is useful for the mapping process could not be drawn. It can only be stated that mapping NATURA 2000 forest habitat types can only be successful with colour infrared imagery (aerial photographs or satellite based).

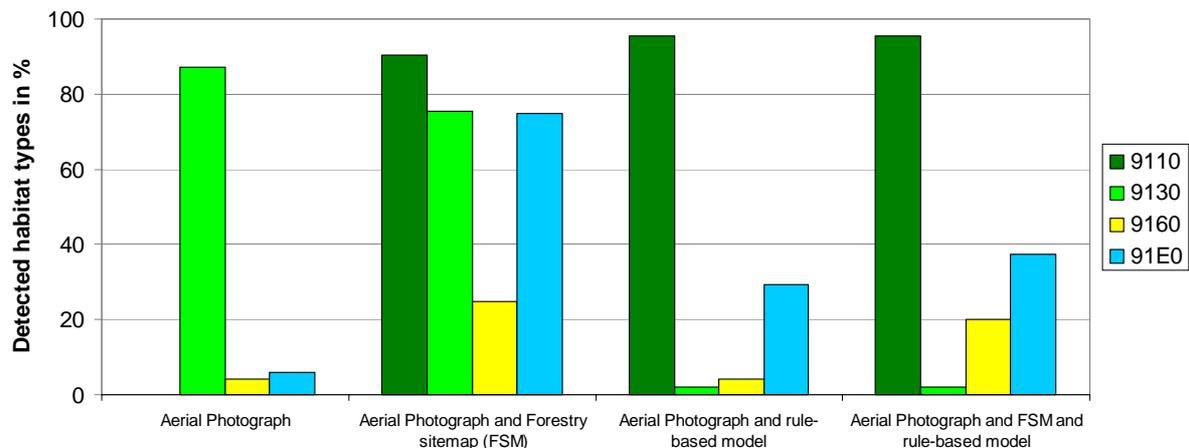


Fig. 7: Mapping of habitat types with different additional information (Angelberger Forst).

Discussion and outlook

The results of this study have shown great potentials of the modelling of forest vegetation. They are especially valuable when combined with remote sensing data of high geometric resolution. These results can support mapping as well as monitoring of biodiversity within and outside of the declared boundaries of NATURA 2000 areas. However, there are some points which should be discussed in the context of NATURA 2000.

Only a small percentage of the European forests is still in the condition of natural circumstances (UNEP WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE 2000). The forest has been changed for economic, touristic or hunting reasons, to name only some. However, the assumption of the model is that the vegetation is still natural. Even the areas within NATURA 2000 boundaries are not without human influences. This supposition can be partly clarified by using remote sensing classifications as worked out in this article. However, only a very detailed classification with very high resolution data and near infrared information is able to reduce these errors due to model restrictions. Another possibility would

be to include silvicultural information (LONG et al. 2004) into the modelling process to achieve a more realistic result.

Another point of discussion is the method of terrestrial mapping. Often the transitions in between habitat types or between a habitat type and other forest are not clearly to detect. In addition habitat types will be mapped even if the main species covers only a small proportion of an area. The intention in mapping these poorly developed habitat types is to ascribe a higher importance to them, because there is a potential development of the forest association. As a consequence terrestrial mapped habitat types (especially in cases of low percentages of deciduous forest) cannot be detected with remote sensing techniques.

The difficulties explained above lead to the realisation that the dealing with a probability to a certain habitat type would be more reasonable than searching for defined boundaries of habitat types (see Figure 8). This approach would be more in harmony with the theory of ecotones (HILL et al. 2005). Moreover local knowledge could be included more directly. The rule-based model as well as the fuzzy-logic model could implement such probabilities of occurrence in their computation.

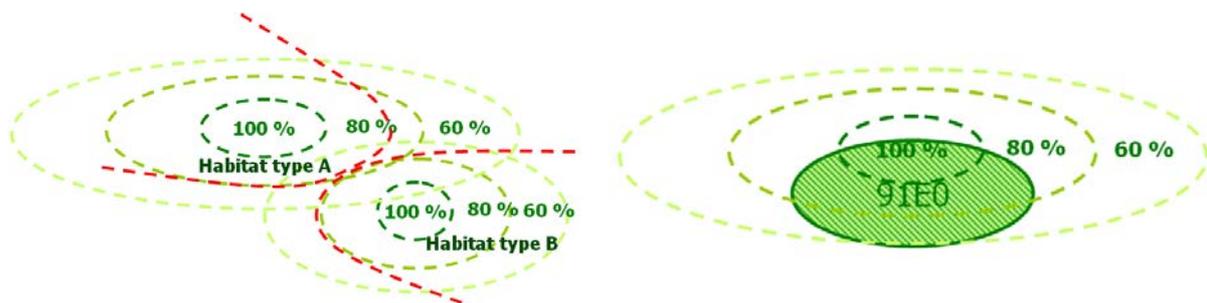


Fig. 8: The use of modelling techniques in monitoring NATURA 2000 areas. Instead of sharp borders of assignment to one habitat type, the modelling approaches could calculate regions of probability (left figure – green dashed lines). Within these regions it is possible for regional authorities with local knowledge to define habitat-type borders (left figure – red dashed lines). Changes of the habitat type could be monitored by percentages of membership to a defined habitat type (right). When the percentage of membership has changed, the habitat type changed its condition.

The most promising way of improving the results is the use of very high resolution remote sensing data. Approaches with the Quickbird satellite data (FRICK et al. 2005) and the HRSC airborne camera (GÄHLER et al. 2004) could achieve very detailed classification outcomes. Moreover, the direct inclusion of additional geo-data in the remote sensing classification could be applied. A combined application of modelled location-factors and precise classification results is certainly a solution for the great demand of monitoring techniques for NATURA 2000 areas.

Acknowledgements. The Authors would like to thank Mr. SEITZ and Dr. FISCHER from the Bavarian Forest Management Authority who critically evaluated our results. Additionally we would like to thank SciLands inc. (Mr. BOCK) for the processing of the cluster analysis and Ökodata GmbH (Mrs. SCHLUTOW and Mr. KRAFT) for the processing of the fuzzy logic analysis with the BERN model.

References

- BLASCHKE, T., FELBERMEIER, B. (2003): Satellitendaten für die Forstwirtschaft - Nutzeranforderungen der forstlichen Praxis und Potential der optischen Satellitenfernerkundung. *Forstliche Forschungsberichte* **196**: 93-108.
- DÖRING, C., JANSEN, M. (2005): Mixed or mixed? - Spatial simulation of multifunctional forest stand development in the Solling area, Multifunctionality of Landscapes, Gießen.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Ulmer: Stuttgart, 1096 pp.
- EUROPEAN COMMISSION (2003): Bericht der Kommission über die Umsetzung der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen, Brüssel.
- 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.
- FORGY, E.W. (1965): Cluster Analysis of Multivariate Data: Efficiency versus Interpretability of Classifications (abstract). *Biometrics* **21**: 768.
- FÖRSTER, M., KLEINSCHMIT, B., WALENTOWSKI, H. (2005): Monitoring NATURA 2000 forest habitats in Bavaria by the use of ASTER, SPOT5 and GIS data – an integrated approach. In: OLSSON, H. (ed.), *ForestSat*. Swedish National Board of Forestry, Borås, Sweden: 21-25.
- FRICK, A. (2004): SARA'04: Innovative Ansätze im Naturschutz durch höchstauflösende Satellitendaten, "SARA'04 - Dezimetergenaue Satellitendaten - Praxisreife für Biotoptypenkartierung, FFH-Monitoring, Pflege- und Entwicklungsplanung ? " GFZ, Potsdam.

- FRICK, A., WEYER, G., KENNEWEG, H., KLEINSCHMIT, B. (2005): Knowledge-based approach to vegetation Monitoring with Quickbird imagery, ISPRS Workshop 2005 - High- Resolution Earth Imaging for Geospatial Information, Hannover.
- GÄHLER, M., JANOWSKY, R., SCHIEWE, J. (2004): Automatisierte Ableitung von Biotoptypen aus räumlich höchstauflösenden, multispektralen Bild- und Laserscanning-Daten. PFG 6: 475-484.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. Fischer: Jena, 358 pp.
- GRANKE, O., SCHMIEDINGER, A., WALENTOWSKI, H. (2004): Konzept und Schlüsselkriterien für die Bewertung der Biodiversität von Wald-Lebensräumen in Deutschland. waldökologie online 1: 25-28.
http://ww997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft1-4.pdf
- HILL, R.A., GRANICA, A., SMITH, G.M., SCHARDT, M. (2005): Characterization of alpine treeline ecotones: an operational approach? In: H. Olsson (Editor), ForestSat 2005. Swedish National Board of Forestry, Boras, Sweden, pp. 74-78.
- JANSEN, M., JUDAS, M., SABOROWSKI, J. (Editors) (2002): Spatial Modelling in Forest Ecology and Management. Springer: Berlin, 225 pp.
- KLEINSCHMIT, B., COENRADIE, B. (2005): Entwicklung von Methoden zum Monitoring von Trockenheitsfolgeschäden unter Nutzung von hochauflösenden Fernerkundungsdaten, TU-Berlin, Berlin.
- LANG, S., LANGANKE, T. (2005): Multiscale GIS tool for site management. J. Nature Conservation, 13: 185-196.
- LANGANKE, T., BLASCHKE, T., LANG, S. (2004): An Object-Based GIS / Remote Sensing Approach Supporting Monitoring Tasks in European-Wide Nature Conservation, First Mediterranean Conference on Earth Observation (Remote Sensing), Belgrade, pp. 245-252.
- LONG, J.N., DEAN, T.J., ROBERTS, S.D. (2004): Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. Forest Ecology Management, 200 (1-3): 249-261.
- NEUKIRCHEN, M. (2005): Was ist erforderlich? Bewertungs- und Überwachungsvorgaben seitens der EU, Workshop - Kombinierte Methoden aus terrestrischer Erhebung, Modellierung und Fernerkundung bei Natura 2000, Freising.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften (Tabellenband), Jena / Stuttgart / New York, 580 pp.
- RUBIN, J. (1967): Optimal Classification into Groups: An Approach for Solving the Taxonomy Problem. J. Theoretical Biology, 15: 103-144.
- SCHLUTOW, A., HÜBENER, P. (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural Conditions. Research Report 200 85 221, Federal Environmental Agency, Berlin.
- SCHLUTOW, A., HÜBENER, P. (2005): Ermittlung von aktuellen Regenerierungspotenzialen naturnaher Ökosysteme mittels Bioindikation. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 44: 27-79.
- SEIBERT, P. (1968): Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern 1:500.000 mit Erläuterungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 3.
- SEITZ, R., FISCHER, M. (2005): Praxistest Fernerkundung: Soll-Ist Vergleich, Workshop - Kombinierte Methoden aus terrestrischer Erhebung, Modellierung und Fernerkundung bei Natura 2000. 19.07.2005, Freising.
- SEITZ, R., KESSLER, J. (2004): Managementplan zum FFH-Gebiet 7829-301 „Angelberger Forst“, Bayerische Staatsforstverwaltung, Augsburg.
- SELL, E., GRUBINGER, J., EISL, M.M. (2004): Earth Observation for Natura 2000+ - Eine Bottom-up-Studie - Ergebnisse aus Deutschland und Österreich. In: STROBL, J. BLASCHKE, T. GRIESEBNER, G. (eds.), AGIT. Wichmann, Salzburg: pp. 626-631.
- SUCK, R. & M. BUSHART, M. (2005): Erstellung einer Übersichtskarte der Potentiellen Natürlichen Vegetation im Maßstab 1:500.000 - Blatt Südost (Bayern); Text und Karten. - Im Auftrag des BfN (Mscr.), Hemhofen/Bonn-Bad Godesberg.
- UNEP WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE (2000): European Forests and Protected Areas: Gap Analysis, UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.
- WALENTOWSKI, H. (2001): Waldland Bayern - ein Buchenmeer? LWF-Aktuell 30: 1-3.
http://www.lwf.bayern.de/imperia/md/content/lwf-internet/veroeffentlichungen/lwf-aktuell/30/lwf_aktuell_30_01.pdf
- WALENTOWSKI, H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, C., TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Geobotanica: Freising, 441 pp.
- WALENTOWSKI, H., FISCHER, M., SEITZ, R. (2005): Fir-dominated forests in Bavaria. waldökologie online 2: 68-89.
http://ww997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft2-7.pdf
- ZADEH, L.A. (1978): Fuzzy Sets as a basis for a theory of possibility. Fuzzy sets and fuzzy systems 1: 3-28.

submitted: 04.07.2005
 reviewed: 06.11.2005
 accepted: 08.10.2005

Autorenanschrift:

Michael Förster

Technische Universität Berlin
 Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung (ILaUP), Fachgebiet für
 Geoinformationsverarbeitung in der Landschafts- und Umweltplanung
 Franklinstraße 28/29
 D-10578 Berlin
 e-mail: michael.foerster@ile.tu-berlin.de

Prof. Dr. Birgit Kleinschmit

Technische Universität Berlin
 Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung (ILaUP)
 Fachgebiet für Geoinformationsverarbeitung in der Landschafts- und Umweltplanung
 Franklinstraße 28/29
 D-10578 Berlin
 e-mail: birgit.kleinschmit@tu-berlin.de

Dr. Helge Walentowski

Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft,
 Am Hochanger 11, D-85354 Freising,
 e-mail: wal@lwf.uni-muenchen.de